



RIESGO DE DISPERSIÓN Y POSIBLES IMPACTOS DE LOS ACOCELES AUSTRALIANOS DEL GÉNERO *CHERAX* EN MÉXICO



Roberto E. Mendoza Alfaro
Gabino A. Rodríguez Almaráz
Sergio A. Castillo Alvarado

México 2011

Universidad Autónoma de Nuevo León • Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Diseño y producción editorial

ROSALBA BECERRA

Revisión de textos

LUZ ELENA VARGAS

Impresión

EDITORIAL IMPRESORA APOLO, S. A. DE C. V.

Primera edición, 2011

D.R. © 2011, Comisión Nacional para el
Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903
Parques del Pedregal, Tlalpan
14010 México, D.F.
www.conabio.gob.mx

ISBN: 978-607-7607-48-9

Impreso en México / Printed in Mexico

Forma sugerida de citar:

Mendoza, R., G. Rodríguez, S. Castillo. 2011.
Riesgo de dispersión y posibles impactos de
los acociles australianos del género *Cherax*
en México. Comisión Nacional para el
Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
México. 140 pp.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la CONABIO para la edición y publicación de esta obra y a la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) por el financiamiento para el trabajo de campo.

SÍNTESIS

Entre las amenazas a la biodiversidad y la conservación de los ecosistemas y sus servicios ambientales, las invasiones biológicas, junto con la destrucción del hábitat, representan los factores de riesgo más significativos, más extendidos y de mayor impacto. Dentro de este contexto, la introducción de especies exóticas acuáticas ha sido identificada como uno de los factores de cambio más críticos a los que actualmente se enfrentan las especies y los hábitats acuáticos. Una de las mejores acciones para enfrentar el grave problema de la introducción de especies exóticas es la prevención. Esta acción es más económica y ambientalmente amigable que cualquier otra medida de remediación aplicada para combatir una introducción y se prefiere ya que evita recurrir a labores más difíciles y onerosas como la erradicación, el control y el manejo. Las acciones preventivas son diferentes dependiendo de si se trata de introducciones intencionales o de accidentales. En ambos casos se requiere que las rutas de introducción o vías potenciales para las invasiones sean conocidas y que la identificación de las especies invasoras potenciales pueda ser determinada. Ambos aspectos son necesarios ya que gracias a la información generada de las especies es posible conocer detalladamente su potencial invasivo, mientras que la identificación de las rutas de introducción contribuye a su regulación. Mientras que esto resulta indispensable para proteger a los ecosistemas contra las introducciones no intencionales, existe un proceso definido para las introducciones intencionales, basado en el análisis de los riesgos potenciales de las especies que se pretenden

introducir, lo que indicará si de realizarse la introducción implicará o no un riesgo de invasión. De esta manera, este tipo de análisis ayudan a determinar las prioridades de acción dirigidas a evitar el establecimiento de agentes invasores o epidemias.

En la presente obra se analizan los riesgos potenciales que representan algunas de las especies de langostas Australianas del género *Cherax* para la biodiversidad de los sistemas acuáticos de México. Se presenta una revisión sobre sus características biológicas y ecológicas en su lugar de origen y se examinan los impactos que han causado cada una de las especies tanto en su área de distribución original, como fuera de ésta, así como las diversas enfermedades de las cuales son portadoras. Por otra parte, se describe la manera en que estos organismos son cultivados y se discuten las causas que llevan a su escape y los efectos que esto ocasiona. Finalmente, se analizan el mercado de estas especies y el marco legal que rige su introducción en diversos países del mundo. La información recopilada fue utilizada para llevar a cabo un Análisis de Riesgo en el que se ponderaron los posibles impactos negativos y los eventuales beneficios de introducir estas especies al país. En todo momento, se procuró que los datos tuvieran una base científica y en casos de incertidumbre se expresó claramente. De esta manera, este libro pretende destacar la importancia de las herramientas de prevención en el contexto de la nueva legislación que privilegia su utilización como base para la toma de decisiones sobre la introducción de especies exóticas al país.

SYNOPSIS

Among the threats to biodiversity and the conservation of ecosystems and their environmental services, biological invasions and habitat destruction represent the most significant risk factors. They are the most widespread and of the greatest impact. In this context, the introduction of aquatic exotic species has been identified as one of the most critical factors of change currently faced by aquatic species and habitats. One of the best actions to address the serious problem of the introduction of exotic species is prevention. This action is more economical and environmentally friendly than any other remedial measure implemented to combat an introduction, and is preferred because it avoids resorting to more difficult and onerous tasks such as eradication, control and management. Preventive actions are different depending on whether introductions are intentional or accidental. In both cases, actual or potential routes for invasions must be known and the potential invasive species identified. Both of these factors are necessary because knowledge of the species can provide detailed information of its invasive potential, while identifying pathways of introduction can assist in its regulation. While this is essential to protect ecosystems against unintentional introductions, a defined process exists for intentional introductions, based on an analysis of the potential risks of the species to be introduced. This analysis indicates whether or not carrying out the introduction would imply a risk of invasion, and thus helps determine priorities for action aimed at preventing the establishment of invaders or epidemics.

In this study, an analysis is presented of the potential risks, to the biodiversity of aquatic systems in Mexico, posed by certain species of Australian lobster of the genus *Cherax*. A review is made of the biological and ecological characteristics of the species in their place of origin, along with an examination of the impacts that each of the species has had both within and outside of their original range, as well as the various diseases they can carry. Furthermore, the manner in which these organisms are cultivated is described and a discussion made regarding factors that could lead to their escape and the impacts of such an occurrence. Finally, the market for these species is examined as well as the legal framework governing their introduction in various countries worldwide. The information collected was used to carry out a Risk Analysis which weighed the possible negative impacts against the potential benefits of introducing these species into the country. At all times, it was ensured that the data had a scientific basis and where there was uncertainty, this was clearly expressed. This book therefore aims to highlight the importance of preventative tools in the context of new legislation that favors their use as a basis for decision-making concerning the introduction of exotic species into the country.

PRÓLOGO

En la actualidad, uno de los retos más importantes de las sociedades humanas es lograr el desarrollo social y económico de manera sustentable. La definición del concepto sustentable indica que el desarrollo debe realizarse bajo la premisa de que la disponibilidad y calidad de los recursos naturales directa o indirectamente involucrados, no deben quedar limitados o comprometidos para las generaciones venideras.

Una de las aproximaciones modernas que se han propuesto para coadyuvar en el alcance de la sustentabilidad se basa en el estudio y entendimiento de la Integridad Ecológica, sobre todo de la Integridad Funcional de los Ecosistemas. Integridad en este contexto es el término usado para describir la estructura y los procesos fundamentales que deben ser mantenidos o en su caso restaurados para conservar la calidad y la cantidad de los recursos y servicios ambientales.

La legislación ambiental mexicana es clara en esta materia e involucra el concepto de Integridad Ecológica en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (DOF 05-07-2007) en sus Artículos 3, 15, 21, 88 y 108. Un rubro de importancia toral en la comprensión de la Integridad Estructural de los ecosistemas es la biodiversidad. Considerando como base a las especies biológicas, México se encuentra entre los primeros cinco países del orbe que cuentan con un enorme capital genético denominado Megabiodiversidad. Es por ello que nuestro país debe extremar las medidas necesarias para conservar dicho capital. En este tema, es ampliamente reconocido que la degradación o destrucción de los hábitats y la introducción de especies exóticas o no nativas son las principales causas de la pérdida de la biodiversidad y de la extinción de especies. Desafortunadamente ambas causas, originadas por el hombre, provocan en nuestro país desde hace décadas una crisis ambiental importante. De las de mayor preocupación se encuentra la introducción de especies exóticas invasoras a los cuerpos de agua continentales, como son los casos de los peces africanos tilapia ya establecidos en numerosas cuencas a lo largo de la geografía del país.

En la República Mexicana se han registrado alrededor de 150 especies nativas de crustáceos decápodos de agua dulce, las cuales destacan por su diversidad y por su amplia distribución, como son por ejemplo las especies de acociles de los géneros *Procambarus* y *Cambarellus*, y langostinos de los géneros *Palaemonetes* y

Macrobrachium. De gran preocupación y amenaza es la liberación a cuerpos de agua mexicanos de decápodos exóticos australianos del género *Cherax* debido a que potencialmente su presencia puede ser causa de alteraciones ecológicas irremediables. Las especies de *Cherax* se consideran invasoras y agresivas que pueden competir y desplazar a los acociles y langostinos nativos.

El presente libro, *Riesgo de Dispersión y Posibles Impactos de los Acociles Australianos del género Cherax en México*, escrito de manera seria y diligente por los colegas e investigadores reconocidos Roberto E. Mendoza Alfaro, Gabino A. Rodríguez Almaraz y Sergio A. Castillo Alvarado es un instrumento ejemplar, necesario y pertinente para nuestro

tiempo, sobre todo útil para la sociedad mexicana en general, pero en particular para los limnólogos, empresarios acuacultores y tomadores de decisiones en política y legislación ambiental. Es un instrumento con capítulos bien organizados en los que se plasma el estado actual del conocimiento sobre los acociles del género *Cherax*, especialmente sobre aspectos relevantes de su biología, ecología y cultivo, sanidad, control, análisis de riesgo, principios para planes de manejo y el marco legal nacional e internacional de su aprovechamiento. Es un instrumento de gran valía que sin duda coadyuvará en la prevención y reducción de la dispersión y de los impactos negativos de los acociles australianos en la integridad de los ecosistemas acuáticos de México.

DR. ALEJANDRO M. MAEDA MARTÍNEZ

Coordinador del Programa de Planeación Ambiental y Conservación

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

La Paz, Baja California Sur, México.

CONTENIDO

ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO	9
INTRODUCCIÓN	11
BIODIVERSIDAD Y CLASIFICACIÓN	13
FILOGENIA	14
DISTRIBUCIÓN	14
ESPECIES	15
ECOLOGÍA DE LAS LANGOSTAS DE AGUA DULCE	23
POTENCIAL INVASOR	23
COMPORTAMIENTO	24
EVIDENCIAS DE IMPACTOS EN AUSTRALIA	27
IMPACTOS DE <i>Cherax cainii</i>	27
IMPACTOS DE <i>Cherax tenuimanus</i>	28
IMPACTOS DE <i>Cherax quadricarinatus</i>	29
IMPACTOS DE <i>Cherax destructor</i>	30
IMPACTOS DE <i>Cherax rotundus</i>	32
IMPACTOS A LA INFRAESTRUCTURA	32
ACUACULTURA	35
CONDICIONES DE CULTIVO	36
SISTEMAS DE PRODUCCIÓN	37
TECNOLOGÍA DE PRODUCCIÓN	38
REPRODUCCIÓN	40
ESTRATEGIAS DE PRODUCCIÓN	43
MANEJO DE LAS POBLACIONES BAJO CULTIVO	44
CULTIVOS MONOSEXUALES	45
DIETA	46
MEDIDAS PREVENTIVAS	46

MERCADO	49
ÁFRICA	49
ASIA	49
EUROPA	50
AMÉRICA LATINA	50
AUSTRALIA	50
CÓDIGO DE BUENAS PRÁCTICAS	51
1. SELECCIÓN DEL SITIO Y CONSTRUCCIÓN DE ESTANQUES	51
2. USO Y DESCARGA DEL AGUA	52
3. RIESGO DE ESCAPE, DISPERSIÓN DE ENFERMEDADES Y COLONIZACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS	52
ESCAPES DE INSTALACIONES ACUÍCOLAS	53
SEGURIDAD ALIMENTARIA	54
MEDIDAS DE BIOSEGURIDAD	54
ORNATO 55	
ENFERMEDADES	59
VIRUS	59
RICKETTSIAS	62
BACTERIAS	63
HONGOS	64
EPIBIONTES	65
MICROSPORIDIOS	66
TREMÁTODOS	67
NEMÁTODOS	67
NECROSIS HEMATOPOYÉTICA EPIZOÓTICA	67
ENFERMEDADES PROVOCADAS POR PATÓGENOS DESCONOCIDOS	67
MÉTODOS DE CONTROL Y ELIMINACIÓN DE ENFERMEDADES	69
INVESTIGACIONES EPIDEMIOLÓGICAS	69
CUARENTENA Y MOVIMIENTOS DE CONTROL	69
ZONIFICACIÓN Y TRAZADO	70
VIGILANCIA	70
TRATAMIENTO DE PRODUCTOS Y SUBPRODUCTOS	70
DISPOSICIÓN DE ORGANISMOS	70
DESCONTAMINACIÓN	70
ORGANISMOS CENTINELAS Y REPOBLACIÓN	71
CONCIENCIA PÚBLICA	71
TRASLOCACIONES	73

CONTROL DE POBLACIONES ESTABLECIDAS	75
MÉTODOS MECÁNICOS DE CONTROL	75
MÉTODOS DE CONTROL BIOLÓGICO	77
MÉTODOS FÍSICOS DE CONTROL	78
MÉTODOS QUÍMICOS DE CONTROL	79
OTROS MÉTODOS DE CONTROL	80
INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL	83
ÁFRICA	84
AMÉRICA	86
ASIA	88
EUROPA	89
OCEANÍA	90
INTRODUCCIONES EN MÉXICO	93
RENTABILIDAD DEL CULTIVO	99
MARCO LEGAL INTERNACIONAL	
ARGENTINA	101
AUSTRALIA	101
COLOMBIA	103
ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA	103
FILIPINAS	104
GUATEMALA	105
JAPÓN	105
NEVA ZELANDA	105
SUDÁFRICA	105
SWAZILANDIA	106
UNIÓN EUROPEA	106
MARCO LEGAL NACIONAL	107
ANÁLISIS DE RIESGO	111
EVALUACIÓN CON BASE EN LAS GUÍAS RÁPIDAS DE LA COMISIÓN DE COOPERACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN POR ESPECIES NO NATIVAS O EXÓTICAS (CCA, 2009)	116
ANÁLISIS CON CÓDIGOS DE INCERTIDUMBRE	123
CONCLUSIÓN	125
LITERATURA CITADA	127

ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

Dentro del contexto de esta revisión, las langostas de agua dulce o acociles se refieren a aquellos miembros del infraorden Astacidea, suborden Pleocyemata, orden Decapoda, familia Parastacidae (Hobbs, 1988). Este análisis de riesgo es genérico, es decir, está dirigido hacia las especies del género *Cherax* y se refiere a los impactos documentados y potenciales que pueden causar estos organismos al medio ambiente, la economía o la salud. Dado que las enfermedades son una parte importante de este Análisis de Riesgo, se considerará solo el daño potencial de los organismos vivos y se excluye el efecto de aquellos organismos congelados o procesados, así como de los productos que puedan contener a estos organismos como componente.

Los capítulos iniciales están destinados a ofrecer la mejor información disponible para documentar el análisis que se presenta en la parte final del documento. La solidez del análisis reside en la información recabada sobre biología de las especies, ecología, técnicas de cultivo, mercado, vías de introducción, evidencias de impactos, métodos de control, similitud climática y el marco legal existente. Esta información es indispensable para responder con certeza a cada una de las preguntas implícitas en los análisis de riesgo, ya que éste debe cumplir con los siguientes criterios: tener un enfoque lógico y científicamente válido, relevante, exhaustivo, práctico y transparente.

INTRODUCCIÓN

La acuicultura ha alcanzado una producción global de 59.4 millones de toneladas por año, lo que representa un valor de 70 mil millones de dólares y contribuye con prácticamente 50% del suministro de productos acuícolas (FAO, 2006a). La acuicultura ha venido creciendo a un ritmo de 8.8% anual de 1950 a 2004 (FAO, 2006b) y excedió el volumen de pesca en Asia, en 2002 (FAO, 2006a). En muchas regiones del mundo, las especies exóticas se han introducido intencionalmente con fines de cultivo y han contribuido significativamente a la expansión de la industria (Welcomme, 1992; Dextrase y Coscarelli, 2000). Estas especies proporcionan beneficios sociales y económicos considerables, particularmente en los países en desarrollo, y generalmente han sido seleccionadas con base en:

- a) la percepción errónea del pobre desempeño de las especies nativas, incluyendo bajas tasas de crecimiento, bajos rendimientos, poca resistencia a las enfermedades, poca tolerancia a las altas densidades y a las fluctuaciones ambientales;
- b) técnicas de producción probadas que ya han sido transferidas a otras localidades;
- c) nuevas oportunidades comerciales, específicamente en las regiones en desarrollo, utilizando mercados globales preestablecidos (FAO, 2006b).

Lamentablemente, la introducción de especies exóticas invariablemente tiene como resultado la afectación de las especies y los ecosistemas nativos. Por ejemplo, la carcinofauna dulceacuícola juega un papel fundamental en la ecología de varios ecosistemas, no solo por contener especies reguladoras de comunidades, como es el caso de diversos acociles, sino porque se ha estimado que solo 10% de los crustáceos pertenecen a los ambientes dulceacuícolas y muchos de ellos están en peligro debido a la introducción de especies exóticas de otros crustáceos y de organismos de diversos grupos taxonómicos (mejillón cebra, truchas, etc.), así como por la degradación física (construcción de presas y canalización de ríos y arroyos) y química (contaminación de diversos tipos) de varios cuerpos de agua dulce (Schuster, 1997). No obstante, en épocas recientes, la acuicultura de langostas de agua dulce ha sido objeto de translocaciones inter e intracontinentales. Independientemente de si estas introducciones fueron deliberadas o accidentales,

es poco probable que se hayan efectuado sabiendo el daño ecológico que pueden ocasionar (Lynas *et al.*, 2004). Ahora se sabe que es alta la probabilidad de establecimiento de especies exóticas que se escapan al medio silvestre. A este respecto, Welcomme (1988), señala que dos tercios de las especies dulceacuícolas introducidas en los ambientes tropicales se han establecido en los ambientes naturales.

La introducción de especies exóticas puede inducir cambios drásticos en las comunidades (Courtenay y Robins, 1973; Courtenay, 1978), aunque los mecanismos que pueden controlar estos cambios a menudo se desconocen. La monopolización de los recursos del medio por una especie exótica dominante y competitiva puede promover el reemplazo de especies nativas, alterando la estructura de la comunidad y comprometiendo su estabilidad (Pianka, 1976; Tilman, 1982). Sin embargo, los cambios pueden ser generados igualmente por diferencias autoecológicas entre las especies nativas y las exóticas, incluyendo la sensibilidad y la respuesta a la predación (Caswell, 1978), al parasitismo (Freeland, 1983) y a procesos estocásticos (Glasser, 1982). La expansión del intervalo de distribución de varias especies de acociles se ha asociado comúnmente con el desplazamiento de especies nativas (Schwartz *et al.*, 1963; Bouchard, 1978; Lodge *et al.*, 2000). Diversos factores contribuyen a estos desplazamientos, entre ellos destacan: la perturbación del hábitat, lo que favorece la colonización por especies exóticas tolerantes, la exclusión competitiva (Bovbjerg, 1970; Capelli y

Magnuson, 1983), el comportamiento agonístico que provoca que las especies subordinadas se restrinjan a hábitats o dietas subóptimas (Berglund, 1982). En particular, este último aspecto es determinante para varias especies de acociles, ya que de este comportamiento dependerá su éxito alimenticio y reproductivo (Butler y Stein, 1985). Por otra parte, los acociles de varias especies difieren en sus hábitos alimenticios en función de su etapa de vida y el sexo; así, los machos y los juveniles tienden a ser más carnívoros que las hembras y los adultos, respectivamente (Lorman y Magnuson, 1978). Sobre este aspecto, cabe destacar que estos crustáceos son generalmente omnívoros oportunistas con una marcada coincidencia dietaria a nivel interespecífico (Momot *et al.*, 1978). A esto se debe sumar el hecho de que las diferentes especies de estos crustáceos prefieren hábitats similares (Bovbjerg, 1970). Otros aspectos de consideración en las diversas especies de acociles son el tamaño individual y la disponibilidad de refugios, los cuales, al aumentar, disminuyen marcadamente las probabilidades de depredación (Stein y Magnuson, 1976). Finalmente, las interferencias reproductivas constituyen un mecanismo eficaz para el desplazamiento de especies, especialmente en estos crustáceos que se reproducen indiscriminadamente a nivel interespecífico (Capelli y Capelli, 1980). En particular, los acociles se encuentran entre las especies invasoras más notorias ya que han causado la extinción de otros crustáceos dulceacuícolas tanto en Europa como en América (Horwitz, 1990; Nisikawa *et al.*, 2001).

BIODIVERSIDAD Y CLASIFICACIÓN

Australia tiene la mayor diversidad de acociles parastácidos del hemisferio sur (Reik, 1969). De hecho, la región de Victoria destaca como uno de los dos centros de diversidad de especies de este grupo en el mundo (Crandall *et al.*, 1995), y la diversidad de esta carcinofauna solo es superada por la del sureste de Estados Unidos, en cuanto a número de especies, variabilidad morfológica y diversidad ecológica (AQIS, 1999). Sin embargo, más de un cuarto de las especies de acociles dulceacuícolas generan preocupación desde el punto de vista de la conservación (Horwitz, 1990). Así, para 1996, 23 especies de parastácidos australianos estaban marcados como en peligro de extinción por la IUCN (WMC, 1998).

Los acociles dulceacuícolas pertenecen al infraorden Astacidea, que comprende dos superfamilias, la Astacoidea y la Parastacoidea. Todos los acociles o langostas dulceacuícolas australianos pertenecen a la familia Parastacidae (Reik, 1969), y 85% de todas las especies de parastácidos, que son más de cien, habitan en Australia (Crandall *et al.*, 1995). Esta familia comprende catorce géneros, de los cuales nueve están restringidos a Australia e islas adyacentes (Hobbs, 1988, citado en AQIS, 1999).

Phylum: Arthropoda
Subfilo: Crustacea
Clase: Malacostraca
Superclase: Eumalacostraca
Superorden: Eucarida
Orden: Decapoda
Suborden: Pleocyemata
Infraorden: Astacidea
Superfamilia: Parastacoidea
Familia: Parastacidae
Género: *Cherax*

FILOGENIA

Reik (1972, citado por Mills *et al.*, 1994), en un estudio sobre la evolución de este grupo, sugiere que los acociles Parastácidos sean divididos en dos grupos ecológicos en relación con sus atributos morfológicos. El primer grupo estaría conformado por excavadores fuertes, que mantienen las quelas en un plano vertical. A este grupo pertenecen los géneros *Parastacus* de Sudamérica y *Engaeus*, *Engaewa* y *Tenuibranchiurus* de Australia. Todas las especies de estos géneros son pequeñas, a excepción de las del género *Parastacus*, que pueden

alcanzar tamaños moderados. Las fuertes tendencias excavadoras de estos acociles están relacionadas con la acción de las quelas y la reducción del tamaño del abdomen.

El segundo grupo ecológico estaría constituido por excavadores moderados de los géneros *Euastacus*, *Eustacoides*, *Astacopsis*, *Cherax*, *Geocherax*, *Gramastacus* y *Parastacoides* de Australia, *Astacoides* de Madagascar, *Paranephrops* de Nueva Zelanda y *Samastacus* de Sudamérica. Las especies de estos géneros son, por lo general, corpulentas y alcanzan tamaños importantes.

DISTRIBUCIÓN

Los géneros de la familia Parastacidae que habitan en Australia son: *Astacopsis*, *Cherax*, *Engaeus*, *Engaewa*, *Euastacus*, *Geocherax*, *Gramastacus*, *Parastacoides* y *Tenuibranchiurus* (Crandall *et al.*, 1995). Los parastácidos se encuentran en todos los estados de Australia (Tabla 1 y Figura 1). Aunque la distribución natural de algunos es muy limitada, la de otros, particularmente del género *Cherax* (Figura 2), es muy expansiva; por ejemplo, *C. destructor* se ha dispersado en cinco estados y territorios de Australia (Riek, 1969). Las actividades de pesca recreativa y acuicultura han contribuido de manera importante a la actual distribución geográfica de estas especies (Horwitz, 1990).

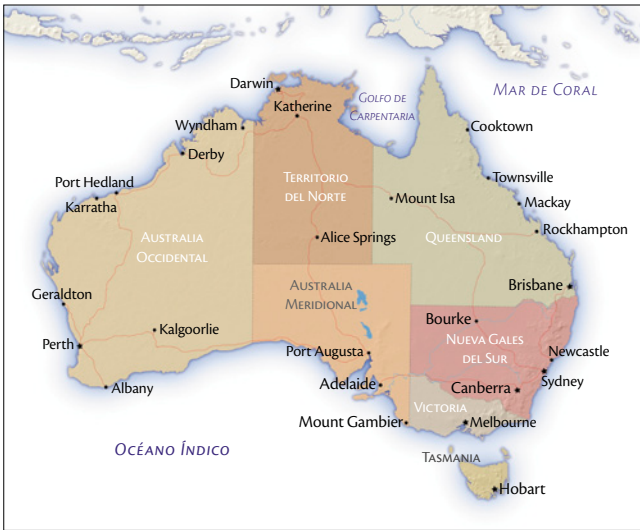


Figura 1. Mapa de Australia mostrando los territorios y principales localidades.

Tabla 1. Distribución de los géneros de parastácidos en Australia (Tomada de AQIS, 1999)

Género	QLD	WA	SA	VIC	TAS	NSW	NT
<i>Astacopsis</i>				✓			
<i>Cherax</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Engaeus</i>				✓	✓	✓	
<i>Engaewa</i>		✓					
<i>Euastacus</i>	✓		✓	✓		✓	
<i>Geocherax</i>			✓	✓	✓	✓	
<i>Gramastacus</i>			✓	✓			
<i>Parastacoides</i>					✓		
<i>Tenuibranchiurus</i>	✓				✓		

QLD (Queensland), WA (Australia occidental), SA (Sur de Australia), VIC (Victoria), NSW (Nuevo Gales del Sur), NT (Territorios del Norte).

ESPECIES

Existen aproximadamente 50 especies dentro del género *Cherax*. Dentro de estas especies, las más populares a nivel comercial son las denominadas yabbies (*C. albidus*, *C. destructor* y *C. rotundus*), marrons (*C. tenuimanus* y *C. cainii*), gilgies (*C. quinquecarinatus*), koonacs (*C. glaber*, *C. plebejus* y *C. preissii*) y el red claw (*C. quadricarinatus*).

La importancia del cultivo y de las pesquerías de las langostas de agua dulce en Australia se manifiesta en el valor de su producción, el cual asciende a dos millones de dólares (DFWA, 2008). Tan solo en el oeste de Australia, más de 20,000 personas participan en la pesca de langostas de agua dulce cada año.

Especies del género *Cherax*

- *Cherax albertisii*
- *Cherax albidus* - yabby
- *Cherax angustus*
- *Cherax aruanus*
- *Cherax barretti*
- *Cherax bicarinatus*
- *Cherax boschmai*
- *Cherax buitendijkae*
- *Cherax cainii* - marron, smooth marron. (cf. *C. tenuimanus*)
- *Cherax cairnsensis*
- *Cherax cartalacoolah*
- *Cherax communis*
- *Cherax crassimanus*
- *Cherax cuspidatus*
- *Cherax davisii*
- *Cherax depressus* yabby de uña naranja,
- *Cherax destructor* - yabbie, yabby común, yabby Australiano
- *Cherax dispar*
- *Cherax divergens*
- *Cherax esculus*
- *Cherax glaber* - koonac
- *Cherax glabrimanus*
- *Cherax gladstonensis*
- *Cherax holthuisi*
- *Cherax longipes*
- *Cherax lorentzi* - langosta azul
- *Cherax misolicus*
- *Cherax monticola* - langosta Baliem
- *Cherax murido*
- *Cherax neocarinatus*
- *Cherax neopunctatus*
- *Cherax nucifraga*
- *Cherax pallidus*
- *Cherax paniaicus*
- *Cherax papuanus*
- *Cherax parvus*
- *Cherax plebejus* - koonac
- *Cherax preissii* - koonac
- *Cherax punctatus*
- *Cherax quadricarinatus* - redclaw, yabby del Norte de Queensland, langosta Australiana de uña roja, red claw crayfish
- *Cherax quinquecarinatus* - gilgie
- *Cherax rhynchotus*
- *Cherax robustus*
- *Cherax rotundus* - rotund yabby
- *Cherax setosus*
- *Cherax solus*
- *Cherax tenuimanus* - marron, hairy marron
- *Cherax urospinosus*
- *Cherax wasselli*

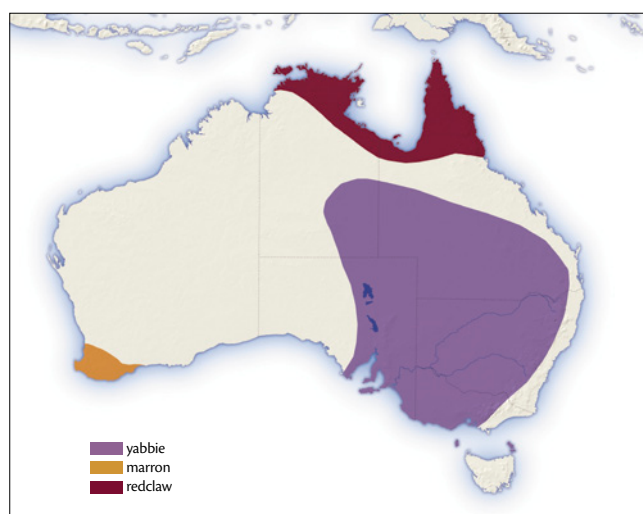


Figura 2. Distribución del género *Cherax*.

Clasificación de acociles excavadores

Horwitz y Richardson (1986) clasificaron a los acociles australianos en: 1) aquellos que excavan en aguas abiertas o cuyas madrigueras están conectadas a aguas abiertas; 2) aquellos cuyas madrigueras están conectadas al manto freático; 3) aquellos cuyas madrigueras son independientes de la existencia o proximidad del agua. Los número 1 son a su vez subclasificados en: 1^a) los que excavan en aguas permanentes, tales como ríos, lagos y cañadas profundas, ocupando espacios, bajo las rocas en las concavidades de troncos o en madrigueras poco ramificadas; 1^b) aquellos que construyen madrigueras en los bancos de cuerpos de aguas permanentes con aberturas por encima o por debajo del nivel medio del agua. En los ambientes riparios, prefieren las orillas, e.g. pantanos o cuerpos anegados, en lugar del canal principal.

MARRONS

Los marrons, *C. tenuimanus* y *C. cainii*, son dos especies muy cercanas, que hasta hace poco se creía que eran morfos diferentes de *C. tenuimanus* (Nguyen *et al.*, 2001; Austin y Ryan, 2002). *C. tenuimanus* es endémico del oeste de Australia y se distribuye de manera natural del sur de Perth hasta

Alban y, particularmente, en los bosques de Jarrah (Clunie *et al.*, 2002). El marron ha sido traslocado para fines tanto comerciales como recreativos, principalmente para ser cultivados en presas y estanques con fines de alimentación o como fuente alternativa de ingresos (Horwitz, 1990).

Distribución y abundancia actuales

La superficie que abarca el marron se ha extendido y desde hace tiempo se le encuentra en el sur de Australia, el sur de Queensland y en Nueva Gales del Sur (Horwitz, 1990). La especie fue introducida en 1979 en Queensland y en el norte de Nueva Gales del Sur (Austin, 1985). Se le ha encontrado en los parques nacionales de Kangaroo Island, en la costa sur de Australia, aparentemente como consecuencia de escapes de introducciones ilegales de granjas acuícolas (Horwitz, 1990). También se les ha encontrado en presas de la península de Mornington, en Victoria del Sur. La distribución del marron en el sistema Murray-Darling no está muy clara; sin embargo, se sabe que está establecido al norte de Victoria debido a que se ha intentado cultivarlo en esa zona. Esta especie también se cultiva en Nueva Gales del Sur, en pequeñas granjas. Existen permisos de acuicultura para el marron en algunas áreas del sistema Murray-Darling, en Queensland, y son otorgados bajo el supuesto de que la colonización de cuerpos de agua naturales fuera de las instalaciones estaría restringida cuando las temperaturas excedan 26 °C (Steve Brooks, Queensland Fisheries Service, com. pers. citado en Clunie *et al.*, 2002). Victoria es el único estado en donde los marrons han sido declarados nocivos, de aquí que la posesión de los marrons sea ilegal sin un permiso escrito del Ministerio de Biología y Ecología.

Hábitat

Los marrons se encuentran naturalmente en ríos con sustratos que varían desde la arcilla, pasando por el lodo, hasta la grava (Horwitz, 1990). Solo se les encuentra en aguas permanentes y profundas como grandes ríos, lagos y grandes cañadas,

ocupando espacios entre las rocas o en troncos sumergidos (Mills *et al.*, 1994). Dado que, a diferencia de otras especies, no sobreviven a la sequía, para lograrlo, pueden cavar pequeñas madrigueras poco ramificadas bajo rocas o troncos. Están clasificados como excavadores de aguas permanentes del “tipo 1a”, si bien son excavadores pobres y no sobreviven si se deseca el hábitat. Por lo general, tienden a habitar la parte baja de los ríos, preferentemente en las aguas tranquilas (Shipway, 1951).

Sus hábitos alimenticios son nocturnos y oportunistas (omnívoros). Se alimentan de materia vegetal y de algunos animales. Requieren altos niveles de oxígeno (6.5 ppm), muestran signos de severas alteraciones fisiológicas a los 2.0 ppm y mueren a los 0.9 ppm (Shipway, 1951). Pueden tolerar temperaturas que varían de los 8 a los 26°C, pH de 6.3-7.6 (Horwitz, 1990) y salinidades de hasta 17 ppt (Merrick y Lambert 1991, citado en Clunie *et al.*, 2002).



Cherax tenuimanus. Tomado de www.geocities.jp



Cherax cainii. Tomado de www.crazycrabs.com

Reproducción

La reproducción se lleva a cabo una vez al año en primavera y se estimula con el aumento de la temperatura (Shipway, 1951). Algunas hembras alcanzan su madurez durante el segundo año, aunque la mayoría la alcanza hasta el tercero. Las hembras desovan entre 100 y 900 huevecillos, dependiendo de la talla. Los huevos son incubados entre los pleópodos durante tres a cuatro meses. Después de la eclosión, se presenta un periodo larvario de un mes en el que las larvas permanecen unidas a la hembra. Durante este periodo experimentan varias mudas antes de ser liberadas como pequeños adultos (aproximadamente de 6 mm de largo). En el primer año de crecimiento, el marron alcanza 45 g y después del segundo año, 120 g (Shipway, 1951). El marron puede alcanzar una talla final de 385 mm y un peso de 2.5-2.7 kg a los dos o tres años (Nguyen *et al.*, 2002).

Alimentación

En los hábitats con aguas claras, los marrons descansan durante el día y es hasta que cae el sol cuando salen a buscar alimento. Se consideran omnívoros, pero, como otros acociles, dependen de manera importante de los microorganismos del detritus vegetal para su mantenimiento de base. Se ha reportado que se alimentan principalmente del detritus de los sedimentos, aunque estos hábitos cambian en los adultos, que son capaces de ingerir moluscos, crustáceos planctónicos e insectos (Mills *et al.*, 1994).

YABBIES

El término yabby se refiere a un grupo de especies denominadas “el grupo destructor” (Mills *et al.*, 1994), de las cuales tres han resultado atractivas para la acuicultura: *C. albidus*, *C. destructor* y *C. rotundus*. Desde su introducción de Victoria a Australia occidental en 1932, el yabby blanco (*C. albidus*) ha sido la base de la acuicultura en diversos cuerpos de agua. Actualmente, existe un gran interés por los híbridos de hembras de *C. rotundus*

con machos de *C. albidus* ya que generan poblaciones monosexuales exclusivamente masculinas, lo cual se considera una ventaja en el cultivo de estos organismos ya que su crecimiento depende de la densidad. En condiciones normales de cultivo, si los organismos no se cosechan continuamente, se empiezan a reproducir precozmente, lo que afecta su crecimiento. Por otro lado, los híbridos exclusivamente machos, al no poder reproducirse, continúan su crecimiento (FMP-160, 2002). Los híbridos de *C. destructor* con *C. rotundus* se consideran estériles (Lawrence *et al.*, 1998). No obstante, cuando los machos de *C. rotundus* se cruzan con hembras de ambas especies, sí se produce prole viable. *C. rotundus* comparte características biológicas y ecológicas con *C. albidus*, excepto que la tolerancia del primero a las condiciones ambientales es menor.

Los yabbies son estrategias “r”, caracterizados por un ciclo de vida corto, múltiples desoves, una alta frecuencia de desoves, rápidas tasas de crecimiento y una alta fecundidad (Beatty *et al.*, 2005); además, bajo condiciones favorables se pueden reproducir todo el año (Morrissy *et al.*, 1984). Estas características les han permitido colonizar un gran número de hábitats, particularmente aquellos perturbados, como muchos ríos del suroeste de Australia, lo que los ha llevado a ser los crustáceos más

abundantes en estos sistemas. Adicionalmente, los yabbies tienen hábitos excavadores, por lo que pueden sobrevivir en ambientes fluctuantes, como cuerpos de agua semipermanentes y muy eutrofizados (Morrissy *et al.*, 1984). Se tienen registros de supervivencia de los yabbies bajo la superficie de lagos que habían estado secos hasta por ocho años (Holdich y Lowery, 1988). También son más tolerantes que otras especies a los extremos de temperatura, hipoxia y salinidad (Lynas *et al.*, 2007 a). Está documentado, por ejemplo, que son capaces de soportar temperaturas de 1 a 36 °C (Holdich y Lowery, 1988) y resisten, sin consecuencias, niveles de O.D. de 4.0 a 4.5 mg/l (Morrissy *et al.*, 1984). Las introducciones intencionales por el hombre para utilizarlos como carnada o para cultivarlos, junto con la mala información y la confusión taxonómica de las especies, han contribuido a su expansión.

Existe cierto debate acerca de si *C. rotundus* y *C. albidus* son parte del complejo de *C. destructor*. Aunque ambas especies son similares, *C. rotundus* se puede distinguir por la presencia de setas en el lado ventral de las quelas. Por otra parte, *C. rotundus* es más pequeño que *C. albidus*, con una talla máxima informada de 107 mm y un peso de 140 g (Clark, 1941), comparado con los 350 mm y 290 g que alcanza *C. albidus* (FMP-160, 2002).



Cherax albidus. Tomado de Crazy Crays y de geocites



Cherax destructor. Tomado de ScienceDaily.com

C. destructor alcanza un peso máximo de 200 a 280 g en menos de un año (Álvarez-Torres *et al.*, 2000).

Reproducción

Los sexos están separados, y la hembra desova huevos relativamente poco desarrollados, por lo que invariablemente se presenta una etapa de cuidado materno de los embriones, que la hembra guardará en sus apéndices abdominales modificados hasta que hagan eclosión en juveniles, prácticamente independientes. Se estima que una hembra produce aproximadamente 200 juveniles, aunque la fecundidad varía en relación con la talla de las hembras. En el caso de *C. rotundus*, los caracteres sexuales secundarios aparecen a los 20 mm de longitud y la reproducción se dispara con el aumento de la temperatura del agua durante la primavera y verano. *C. destructor* llega a su edad reproductiva entre el primer y el cuarto año y cada hembra puede poner de 300 a 500 huevecillos.



Cherax destructor. Tomado de ScienceDaily.com

Se ha informado que los yabbies híbridos exclusivamente machos son estériles (Lawrence *et al.*, 1998), ya que las retrocruzas con *C. albidus* y *C. rotundus* no producen descendencia viable.

Alimentación

Se alimentan de detritus, algas e invertebrados acuáticos. Es común encontrar diatomeas en el tracto digestivo de los acociles de agua dulce, aunque probablemente éstas son ingeridas de manera no selectiva (microfágicamente), ya sea por filtración o de manera accidental, mezcladas con el sedimento (O'Brien, 1995). Otra vía de ingestión puede ser por el consumo de insectos, los cuales a su vez se alimentaron de plancton (Guan y Wiles, 1998).

Hábitat

Prefieren los lechos y sedimentos de presas y arroyos. En los ambientes de río, prefieren habitar las planicies inundadas (por ejemplo: pantanos, canales o cañadas) más que en el cauce del río. También habitan cuerpos de agua temporales, como pequeñas presas y diques que se secan en verano. Los yabbies son capaces de sobrevivir en donde el suelo permanece húmedo. Se entierran en sus madrigueras y salen a la superficie cuando el nivel de agua se restablece. Se desplazan por medio de las inundaciones o durante las noches húmedas,



Cherax rotundus. Tomado de www.environment.gov.au

cuando son capaces de caminar por tierra (Mills *et al.*, 1994). Las condiciones físicoquímicas del hábitat típico de *C. rotundus* son: temperatura de 18 °C, pH de 6.7, salinidad de 41 mg/L, O.D. de 5.05 mg/L (Lawrence *et al.*, 1998).

GILGIES

El gilgie, *C. quinquecarinatus*, es una de las especies más pequeñas dentro del género, ya que los individuos apenas alcanzan los trece centímetros. Esta especie es endémica del suroeste de Australia y siempre ha constituido un alimento tradicional para la gente de la región. En su hábitat natural convive a menudo con otros congéneres tales como *C. tenuimanus* y organismos del género *Engaewa* (Beatty *et al.*, 2004). Habitan en cuerpos de agua permanentes o temporales, como lagos o áreas que reciben agua solo durante cinco a siete meses del año. Pueden sobrevivir a los periodos de sequía enterrándose y entrando en un estado durmiente conocido como estivación. A menudo se les encuentra en ambientes estrechos, como troncos de árboles caídos, y entre la materia orgánica en descomposición, donde se refugian de sus posibles depredadores. Alcanzan su madurez sexual a los dos años. La especie es muy sensible a diversos tipos de contaminantes y ha sido afectada en varias

ocasiones por microsporidios del género *Thelohania*, causantes de la enfermedad de la porcelana (thelohaniasis). El gilgie se utiliza en los jardines botánicos acuáticos autosustentables (permacultura), junto con algunos peces, anfibios y moluscos.

RED CLAW (LANGOSTA DE UÑA ROJA)

La langosta o acocil de uña roja, *C. quadricarinatus*, es nativa de Queensland y de los territorios del norte de Australia, aunque también existen poblaciones en Papúa Nueva Guinea. Debe su nombre a un parche rojo no queratinizado en el margen externo de las quelas, el cual se va haciendo más prominente con las mudas sucesivas. Esta característica es exclusiva de los machos (Todd, 2002). Son comunes en los ríos que drenan en el golfo de Carpentaria y en aquellos de la península del cabo York (Jones *et al.*, 2000). El cultivo de esta especie fuera de su área natural de distribución en Australia no está permitido (Department of Primary Industries and Fisheries, Australia, 2008). Varias poblaciones se han dispersado hacia el sur



Cherax quinquecarinatus. Tomado de Tree of life web project (<http://tolweb.org/tree/>)



Cherax quadricarinatus de la presa Nuevo Padilla, Tamaulipas. Foto: Jesús Angel de León González

de Queensland y hacia el extremo noroccidental de Australia a partir de la introducción accidental. Estas poblaciones varían en tamaño y se desconoce el impacto que hayan tenido sobre otras especies. Los red claws son omnívoros y pueden consumir una gran variedad de materia de origen animal y vegetal. Los individuos de esta especie pueden llegar a medir más de 30 cm y llegan a alcanzar pesos máximos de entre los 400 y 800 g. Se cultivan comercialmente en Queensland y en los territorios del norte de Australia, donde normalmente se cosechan entre los 35 y 130 g.

Reproducción

Salvo el parche rojo característico de los machos, las diferencias sexuales son muy sutiles. Los rasgos que pueden ser usados para diferenciar el sexo de los juveniles son: la posición de la apertura genital entre el tercer par de pereiópodos, en el caso de las hembras, y entre el quinto par, en el de los machos (Shao *et al.*, 1996), y el tamaño, puesto que las hembras suelen ser más pequeñas que los machos. Existen diferentes datos sobre la fecundidad de esta especie: varía desde solo 460 para hembras de 119 g hasta 1 348 huevos para hembras entre los 34 g y 190 g (Yeh y Rouse, 1994; Austin, 1998). Regularmente, cada hembra desova unos 300 huevos, que son fertilizados por un espermatóforo que el macho deposita en la base de los pereiópodos durante el acoplamiento. Los huevos fertilizados permanecen adheridos a los pleópodos de las hembras. Se reproducen anualmente durante los meses de primavera y verano, aunque se observan desoves recurrentes en algunas hembras (Doupé *et al.*, 2004). La incubación se lleva a cabo durante un periodo de seis semanas, después del cual los juveniles bien desarrollados se vuelven rápidamente independientes. Éstos crecen y alcanzan su madurez sexual en seis a doce meses y su vida reproductiva puede durar de uno a cuatro años (Álvarez *et al.*, 2000). En cautiverio se presenta una regulación de la reproducción dependiente de la densidad (Jones y Ruscoe, 2001).

Hábitat

El hábitat natural de *C. quadricarinatus* generalmente consiste en cavidades naturales en la parte alta de los ríos, aunque pueden vivir en una amplia variedad de hábitats que van desde arroyos rocosos, con agua clara, cañadas hasta pozas turbias con arena (Mills *et al.*, 1994). Tienen una marcada preferencia por aguas estancadas o de lento movimiento. Se les encuentra en abundancia en donde hay troncos caídos en el agua. Adicional o alternativamente, se presentan en donde ocurren cubiertas densas de macrofitas. La correlación entre la abundancia de *C. quadricarinatus* y el complejo ambiente físico que proveen los troncos y las macrofitas sugieren que las utilizan como refugio (Jones y Ruscoe, 2001). Aunque la mayoría de los crustáceos utilizan los refugios principalmente cuando están mudando para protegerse de la depredación o para minimizar interacciones agresivas, esto no parece ser aplicable a *C. quadricarinatus*, ya que se han encontrado exuvias en cuerpos de agua muy someros o en las partes bajas de los estanques, en donde no existen refugios. De hecho, cuando se mantienen en tanques de cultivo y se les proveen refugios, prefieren mudar afuera de éstos (Jones y Ruscoe, 2001). Esto lo explica la propensión a *canibalizar* a sus congéneres recién mudados: llevar a cabo el proceso de muda en áreas lejanas de donde se encuentran varios individuos en intermuda, en los refugios, significaría una ventaja adaptativa. Aparentemente, el riesgo de depredación por parte de individuos de otras especies es menor al proveniente de su propia especie (Jones y Ruscoe, 2001). Así, los refugios serían utilizados principalmente como un mecanismo para concentrar individuos y facilitar la reproducción, lo que explicaría el hecho de encontrar un mayor número de hembras grávidas portando huevecillos en los pleópodos en estos sitios. Su comportamiento no excavador es cuestionable ya que aunque clásicamente se le ha clasificado como una especie no excavadora, existen evidencias de que puede cavar madrigueras (ver sección de impactos a la infraes-

tructura). De hecho, Mills *et al.* (1994) lo califican como excavador “tipo 1a”, de acuerdo con la clasificación de Horwitz y Richardson.

Comportamiento

La langosta de uña roja es muy resistente y puede tolerar una gran variedad de condiciones ambientales, incluyendo amplias variaciones de pH, temperatura y oxígeno disuelto (Karplus *et al.*, 1998). Esto les permite soportar una pobre calidad del agua en ríos moderadamente contaminados (Todd, 2002). En muchas ocasiones, son capaces de mayor movilidad y dispersión que los crustáceos nativos y se tiene noticia de que se mueven ac-

tivamente durante periodos de sequía, en busca de cuerpos de agua permanentes (Wingfield, 2000).

Existe una subespecie de *C. quadricarinatus* conocida como *rainbow lobster* que se encuentra en Tailandia y se exporta a los Estados Unidos y a otros países para ser servida en restaurantes chinos (Crandall, 1996).

Hábitos alimenticios

La langosta de uña roja se alimenta principalmente de detritus y zooplancton (Loya-Javellana *et al.*, 1993), lo que le permite sobrevivir y persistir en una gran variedad de hábitats (Doupé *et al.*, 2004).



Cherax quadricarinatus

Tomado de Crazy Crays <http://www.crazycrays.com/crayfish.html>)

Cherax sp “Rainbow”

Tomado de Crazy Crays, [crayfish.html](http://www.crazycrays.com/crayfish.html)

ECOLOGÍA DE LAS LANGOSTAS DE AGUA DULCE

Los Parastácidos son especies macrobentónicas dominantes en los sistemas dulceacuícolas, tanto en términos de tamaño individual como de biomasa (Horwitz y Knott 1995; Momot, 1995). Como tales, juegan un papel clave en la ecología de los ecosistemas dulceacuícolas y pueden actuar como modificadores del hábitat y su diversidad, ya sea creando hábitats (construcción de madrigueras), descompactando y aireando el sedimento (agitación al moverse y alimentarse) o funcionando como depósitos elementales (particularmente de calcio). Estos organismos son polífagos ya que pueden ser detritívoros, herbívoros o carnívoros, dependiendo de la circunstancia. Los acociles de agua dulce se consideran depredadores tope y especies emblemáticas en las complejas redes tróficas de los ambientes donde habitan. Consecuentemente, la alteración de sus poblaciones puede tener impactos significativos en los ambientes dulceacuícolas, tales como el crecimiento excesivo de vegetación y sobreabundancia de macroinvertebrados bentónicos (AQIS, 1999).

POTENCIAL INVASOR

Los impactos negativos potenciales de los organismos que se escapan de las operaciones de acuicultura se ha resumido en cinco categorías, según diversos autores (Horwitz, 1990; Beveridge y Phillips, 1993; Elvey *et al.*, 1996, Gherardi y Hol-dich, 1999):

1. Alteración del ambiente en los ecosistemas receptores
2. Alteración de las comunidades, principalmente por la depredación y competencia con las especies nativas
3. Degradación genética de las poblaciones nativas
4. Introducción de parásitos y enfermedades
5. Efectos socioeconómicos

En consecuencia, la traslocación de especies exóticas de acociles puede perjudicar no solo a las especies nativas de crustáceos, sino al ecosistema acuático receptor en general (Beatty *et al.*, 2005).

El potencial invasor de varios acociles ha sido ampliamente reconocido (Capelli y Munjal, 1982; Butler y Stein, 1985; Momot y Leering, 1986; Söderbäck, 1991; Vorburger y Ribí, 1999), y, en todos los casos, la exclusión competitiva es el mecanismo para desplazar a las especies nativas. La exclusión competitiva implica que dos poblaciones geográficamente simpátricas, con atributos ecológicos similares y reproductivamente aisladas, no pueden coexistir indefinidamente; en algún momento la población con la mayor habilidad competitiva desplazará a la otra (Cole, 1960; Hardin, 1960). En el caso de los acociles, típicamente agresivos, la exclusión ocurre cuando una de las poblaciones inhibe el acceso a otra población a un recurso limitante común mediante territorialidad o agresión (Jaeger, 1974). Esto, por ejemplo, es típico de los yabbies, que pueden ser muy agresivos con sus congéneres, particularmente con los individuos recién mudados, los cuales suelen ser canibalizados.

Por otra parte, la naturaleza omnívora de los crustáceos dulceacuícolas les permite ocupar diferentes niveles tróficos, con lo que contribuyen a la estructuración de los ecosistemas y complican la predicción de las funciones tróficas en cascada (Lodge *et al.*, 1994; Nyström *et al.*, 1996). De esta manera, la introducción de crustáceos dulceacuícolas no nativos contribuye a alterar la ecología de los sistemas acuáticos y en particular la estructura de las redes tróficas (Hanson *et al.*, 1990; Olsen *et al.*, 1991).

COMPORTAMIENTO

Debido a que estos crustáceos son especies exóticas en México, hay muy poca información sobre el comportamiento poblacional de este género en el país, incluyendo sus patrones comportamentales por sexo, tallas y pesos, tanto en condiciones de cautiverio como en el medio ambiente natural, particularmente en latitudes diferentes a las de su lugar de origen.

En estudios comportamentales, diseñados para predecir las interacciones competitivas en sistemas naturales, se demostró que la dominancia y agresividad estaban influidas por la talla (Lynas *et al.*, 2007 b). En particular, en el caso de los acociles Parastácidos, al exponer yabbies y marrons de diferentes tamaños, se encontró que cuando los yabbies eran del mismo tamaño o mayores que los marrons ganaban sistemáticamente los contactos de tensión a los que eran expuestos y cuando los marrons eran más grandes, ganaban éstos. Considerando el menor tamaño de los gilgies, éstos se confrontaron con yabbies del mismo tamaño y resultaron igualmente agresivos. Todas las especies de *Cherax* forman jerarquías basadas en la dominancia y en el tamaño, en las que la presencia de los individuos más grandes y más dominantes inhibe el crecimiento de los individuos pequeños. Gran parte de esta inhibición resulta de las interacciones agresivas directas y de la competencia por recursos alimenticios o por hábitat. Por otra parte, la reducción en el crecimiento de los individuos pequeños se atribuye también a que la presencia de individuos grandes les provoca stress o por señales químicas. La formación de estas jerarquías es uno de los factores importantes que provocan tasas de crecimiento muy variables en los acociles (Primary Industries and Resources, 2003). Este aspecto también fue demostrado intraespecíficamente en *C. quadricarinatus*, una especie que presenta agresividad intraespecífica en etapa juvenil, así como un canibalismo muy marcado (Jones, 1995 citado por Romero y Murillo, 1996). Los juveniles pequeños de esta especie, al ser cultivados con juveniles más grandes, llegan a presentar un importante retraso en el crecimiento (de hasta 50%) (Karplus y Barki, 2004). La importancia del tamaño para la dominancia y agresividad está bien documentada en los crustáceos (Momot y Leering, 1986; Vorburger y Ribí, 1999).

El gregarismo es otro factor que contribuye a la agresividad de los acociles. En el caso de *C.*

destructor, Hemsworth *et al.* (2007) estudiaron el comportamiento agresivo de individuos mantenidos en colonias e individuos mantenidos aislados. En todos los casos, aquéllos que permanecían aislados, al enfrentar a individuos que estaban familiarizados entre sí, perdían las peleas. La prontitud o indefensión en el combate dependían del tiempo de aislamiento.

Se ha demostrado que algunas especies de *Cherax* tienen una gran plasticidad en su comportamiento, lo que les permite ser invasores exitosos. Un ejemplo es el experimento llevado a cabo por Height y Whisson (2006), quienes expusieron al olor de peces nativos y exóticos a *C. cainii*, nativo del sur de Australia, y a *C. albidus*, exótico en esta región. *C. albidus* mostró una mayor y más rápida reacción a los olores de ambas especies, en contraste con la especie nativa. Este patrón de las especies exóticas de acociles —el de utilizar una mayor variedad de señales de alarma— ha sido puesto en evidencia en otras especies invasoras, como *Procambarus clarkii* (Hazlett *et al.*, 2003). En el mismo sentido, al confrontar a una especie nueva, los individuos de algunas especies de *Cherax* refinan sus patrones de agresión. Así, al enfrentar a dos especies de acociles australianos, *Euastacus armatus* y *C. destructor*, se observó que este último ejecutaba un golpe de quelípodo muy estilizado, con lo que ganaba todas las peleas con la otra especie, excepto cuando los individuos de *E. armatus* mostraban quelípedos blancos, característicos de los organismos maduros (Hazlett *et al.*, 2007).

La lucha por el hábitat también es ocasión para que miembros de algunas de las especies de este género manifiesten patrones de comportamiento agresivos. Por ejemplo, los microhábitats de yabbies y marrons simpátricos en su área de distribu-

ción original se separan principalmente con base en el sustrato: los yabbies prefieren sedimentos con menos arena y más arcilla (Lynas *et al.*, 2004). A este respecto, se ha demostrado que los yabbies utilizan un comportamiento agonístico para desplazar a las especies nativas de sus sustratos preferidos (donde normalmente cavan sus refugios), con lo que controlan un recurso limitado (Lynas *et al.*, 2006). Considerando el tipo de estrategia, los yabbies, estrategas “r”, tendrían ventaja sobre los marrons, intermedios entre los “r” y los “k”, es decir, los marrons tienen ciclos de vida más largos, necesidad de permanecer en cuerpos de agua permanentes, sincronía en los periodos reproductivos, aunque acortan su periodo reproductivo en verano, presentan una rápida tasa de crecimiento y tienen una alta fecundidad (Lynas *et al.*, 2004; Beatty *et al.*, 2005). A pesar de alcanzar un mayor tamaño que los yabbies (2 kg contra 90-100 g) y tener una tasa de crecimiento similar, los marrons maduran más tardíamente y a una mayor talla que los yabbies. Esto permite a los yabbies liberar a sus juveniles antes que los marrons, por lo que los juveniles de los marrons competirían con los juveniles más grandes (y más agresivos) de los yabbies. Adicionalmente, compiten por los mismos recursos alimenticios en verano (*Gambusia holbrooki*), pero los yabbies cambian a una dieta herbívora en invierno. De esta manera, en los ambientes naturales, los yabbies tendrían mayor ventaja competitiva que los marrons. Finalmente, se debe considerar que los yabbies son portadores de un microsporidio muy dañino (*Thelohania parastaci*) para el resto de los crustáceos, que destruye el músculo estriado y cardíaco, afectando la actividad locomotora.

EVIDENCIAS DE IMPACTOS EN AUSTRALIA

La traslocación, o movimiento de especies o de poblaciones genéticamente diferentes dentro de su área natural de distribución o fuera de la misma, resulta equivalente a la introducción de especies exóticas (Arthington y McKenzie, 1997). En el caso particular de Australia, se ha considerado que los impactos provocados por las especies trasladadas han sido más devastadores que el causado por muchas especies exóticas, debido a que las primeras tienen cierto grado de aclimatación (Horwitz, 1990). Adicionalmente, el movimiento de estas especies implica la dispersión de patógenos y parásitos (Langdon, 1988).

La presión de los grupos dedicados a la pesca recreativa y a la acuicultura ha sido uno de los principales factores para introducir crustáceos exóticos en diferentes cuerpos de agua de Australia.

IMPACTOS DE *Cherax cainii*

Se ha documentado el desplazamiento de *C. tenuimanus* por *C. cainii* en el occidente de Australia (Molony, 2002). Se trata de dos especies muy cercanas de *Cherax*, que hasta hace poco se creía que eran morfos diferentes de la especie *C. tenuimanus* (Nguyen *et al.*, 2001; Austin y Ryan, 2002). *C. cainii* es una especie muy apreciada y utilizada en la acuicultura en su lugar de origen, lo que ha propiciado varios escapes. La disminución de la abundancia de *C. tenuimanus* coincide con la introducción de *C. cainii* en el río Margaret, a mediados de los ochenta. Aunque los requerimientos de hábitat son similares para ambas especies, *C. tenuimanus* requiere agua de mejor calidad y una estructura de hábitat más diversa, es decir, fondos arenosos en donde se acumula materia orgánica, que le sirven como refugio, por lo que se le dificulta sobrevivir en lugares perturbados. Esto contrasta con la plasticidad fenotípica de *C. cainii* (Lynas *et al.*, 2007a). A este respecto, Lynas *et al.* (2004) señalan que antes de su traslocación, *C. cainii* normalmente habitaba en cuerpos de agua profundos y permanentes con alta calidad de agua, pero una vez que fue trasladado al oeste de Australia, se adaptó a condiciones climáticas sumamente diferentes y a una amplia variedad de hábitats, incluyendo pequeñas pozas en zonas de pastoreo y horticultura, así como presas y arroyos. Otra consecuencia negativa fue la hibridación con *C. tenuimanus*. Ac-

tualmente, *C. cainii* se encuentra en toda la región en la que antes solo se encontraba a *C. tenuimanus*. En algunas secciones aguas arriba del río Margaret, se encuentran poblaciones constituidas por 10% de híbridos, 40% de *C. tenuimanus* y 50% de *C. cainii*. Las partes media e inferior de dicho río tienen una calidad de agua reducida, lo que contribuyó al establecimiento y dominancia de *C. cainii*. En gran medida, el desplazamiento de *C. tenuimanus* por *C. cainii* se atribuye a la mayor tasa de crecimiento y precocidad para desovar de esta última (Bunn, 2004). Esta situación se agravó por la competencia directa de un yabbie (*C. albidus*), el cual compite por alimento y hábitat con *C. tenuimanus*. El yabbie presenta, además, la ventaja competitiva de tener una madurez sexual más precoz y un comportamiento más agresivo (Molony *et al.*, 2002), lo que provocó que el desplazamiento de *C. tenuimanus* ocurriera en muy poco tiempo. A este respecto, Austin y Ryan (2002) señalan que, entre 1985 y 1992, en una sección del río Margaret, la proporción de *C. cainii* se incrementó de aproximadamente 10% del total de la población de marrons —es decir, tanto *C. tenuimanus* como *C. cainii*— a aproximadamente 80% de la población total: una reducción proporcional del 70% en la población de *C. tenuimanus* en siete años. Muestreos de 1998 en el mismo sitio revelaron la completa ausencia de *C. tenuimanus*, es decir, una reducción de 100% en trece años.

Como resultado de esta invasión, el marron *C. tenuimanus* se encuentra solamente en once sitios del río Margaret, en una zona de 50 km de longitud, aunque la mayor parte de las poblaciones se concentran en un área de diez kilómetros cuadrados. Se ha calculado que el número de individuos restantes asciende a solo 10 000. Por estas razones, la Western Australia Wildlife Conservation Act 1950 la incluyó en la Lista Roja de la IUCN como especie estrictamente en peligro (DWA, 2008). Los impactos biológicos de la expansión de *C. cainii* en los territorios del norte, con un clima más seco y condiciones geológicas diferentes, aún no han sido

evaluados, pero, debido a que los yabbies son más hábiles excavando que los marrons, se supondría que los primeros tendrían más éxito en alcanzar las zonas húmedas profundas y con ello aumentar sus probabilidades de sobrevivir (Lynas *et al.*, 2004).

IMPACTOS DE *Cherax tenuimanus*

Los problemas potenciales asociados a esta especie incluyen la introducción de enfermedades, interacciones competitivas con especies nativas y alteración del hábitat. Varios comensales y parásitos afectan a las poblaciones de acociles en Australia. De los 17 géneros de parásitos, solo tres se consideran de cuidado: los microsporidios *Thelohania* y *Pleistophora*, y el trematodo *Microphallus*. De éstos, solo *Thelohania* ha sido asociada a muertes; los otros afectan principalmente el aspecto de los acociles y su precio en el mercado. Cabe hacer notar que no hay registros de marrons infectados con *Thelohania* (Villarreal y Hutchins, 1986).

Otro de los problemas que pueden presentarse al introducir el marron es el desplazamiento de las especies nativas debido a la competencia. Los marrons son omnívoros, así como otros acociles nativos, y puede haber competencia por alimento. También es posible que se presente competencia por espacio, particularmente con otros acociles que no tengan hábitos enterradores, ya que pueden compartir hábitats similares. Cabe destacar que los marrons son las especies más grandes del género *Cherax*, lo que les conferiría una ventaja adicional. En la presa de Devil Bend, al sur de Victoria, el marron está presente en grandes cantidades y no hay yabbies (*C. destructor*). Sin embargo, éstos sí estaban presentes antes de que el marron llegara, lo que sugiere que los marrons colonizaron la presa y desplazaron a los yabbies.

En Nueva Zelanda, donde esta especie fue introducida, el gobierno ordenó la destrucción de todas las poblaciones ante el peligro potencial que representaba la especie para la fauna local y compensó el costo de las importaciones a los acuacultores (Holdich, 1993).

IMPACTOS DE *Cherax quadricarinatus*

Debido a su popularidad en la acuicultura, *C. quadricarinatus* ha sido ampliamente introducido en los territorios del norte de Australia, así como en varios países, aunque no siempre de manera legal (Lynas *et al.*, 2007a). *C. quadricarinatus* está clasificada como una especie con restricciones para su importación en el oeste de Australia. A pesar de esto, y debido al potencial para la acuicultura de la región, se expidieron algunas licencias para trasladar la población mejorada “Walkamin” a una estación de cuarentena en Kununurra, cerca del noreste de Kimberley. Poco tiempo después, los animales que escaparon de estas operaciones comerciales se establecieron en el lago Kununurra, un humedal Ramsar formado por la irrigación del río Ord (Figura 3). Se ha argumentado la existencia de cierta diferencia genética de los *C. quadricarinatus* del lago Kununurra respecto de los procedentes de las operaciones acuícolas del río Ord (Doupé *et al.*, 2004), lo que sugiere que, si no provienen de las operaciones de acuicultura, se trata de traslocaciones irresponsables de pescadores.

Del lago Kununurra, *C. quadricarinatus* se ex-

pandió hacia las regiones bajas del río Ord y es probable que la especie pronto alcance la laguna de Parry, otro humedal Ramsar (Lynas *et al.*, 2007b). Las implicaciones para la ecología de estos ecosistemas aún se desconocen; no obstante, representan un motivo de presión competitiva para las poblaciones de langostinos palemónidos nativos de la zona: *Macrobrachium australiense*, *M. bullatum*, y *M. rosenbergii*, así como para algunos atíidos (*Caridina cf. longirostris*, *C. nilotica* y *C. serratirostris* de Man). En vista de su rápido crecimiento y tolerancia a un amplia variedad de condiciones ambientales (Jones y Ruscoe, 2001), se espera que continúe expandiendo su área de distribución en los territorios del norte de Australia (Figura 4).

Cook *et al.* (2001) reportaron que *C. quadricarinatus* era capaz de impactar a macroinvertebrados y a las macrofitas al encontrarse en densidades importantes. Igualmente, mencionan su rápida dominancia frente a otros crustáceos nativos de Australia, como *C. depressus* y *Macrobrachium australiense* y, aunque en su etapa submadura pueden ser dominados por los yabbies, *C. quadricarinatus*

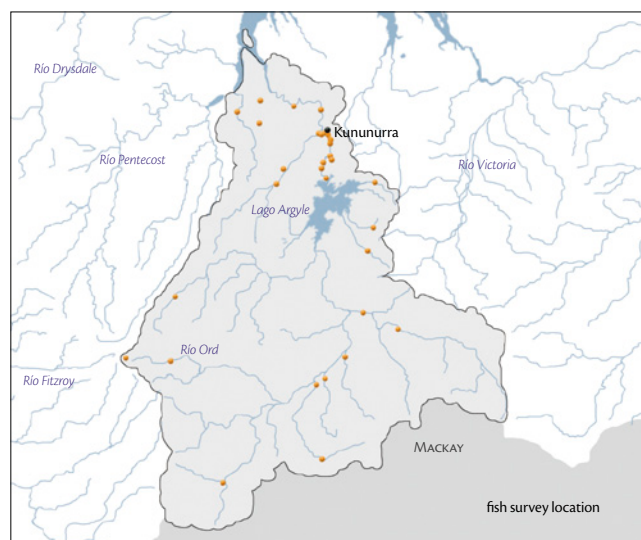


Figura 3. Mapa de Kununurra, ilustrando la situación del Río Ord. Tomado de www.jcu.edu.au/vhosts/actfr/Projects/FishAtlas/Images/Catchments/ORD%20RIVER.gif

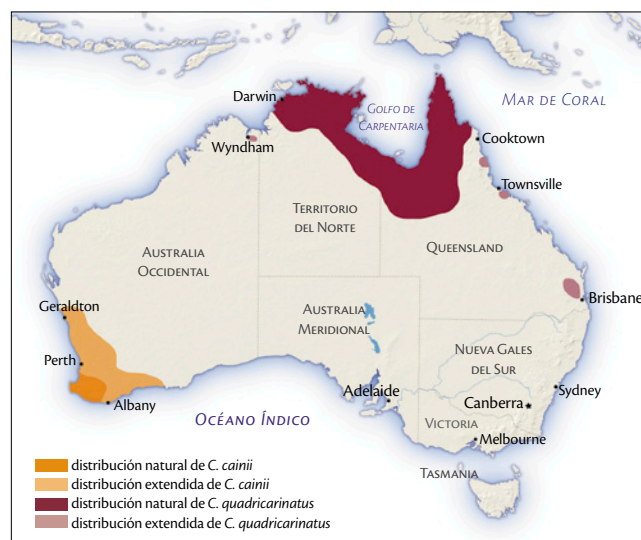


Figura 4. Distribución de *C. cainii* y *C. quadricarinatus* en Australia. Tomado de Lynas *et al.*, 2007a

generalmente domina a los yabbies en la etapa madura. Se ha reportado un comportamiento agresivo y depredador hacia sus congéneres, así como hacia otros vertebrados acuáticos (Doupé *et al.*, 2004) y se ha argumentado que, ya que *C. quadricarinatus* puede excluir a especies endémicas de la región al competir por alimento y hábitat, puede hacer lo mismo una vez fuera de su área de distribución natural (Marsden *et al.*, 2006). A este respecto Ponce-Palafox *et al.* (1999) ya habían sugerido que su habilidad para utilizar una amplia variedad de alimentos puede implicar que tiene una influencia compleja sobre los sistemas lénticos y lóticos, y que la introducción a esos sistemas acuáticos puede imponer un considerable estrés ambiental y una irreparable alteración de la biodiversidad. Específicamente para el caso de México, estos mismos autores sugirieron el desplazamiento potencial de acociles nativos de los géneros *Cambarellus* y *Procambarus*.

IMPACTOS DE *Cherax destructor*

La introducción de *C. destructor* en el oeste de Australia inició en 1932, con solo diez individuos procedentes de Merwyn Swamp, cerca de Miram, Victoria Occidental. En 1935 se trasladaron otros ocho individuos y para 1969 ya estaban establecidos en todas las presas y ríos de Narembreen (Lynas *et al.*, 2004). Desde entonces, se ha dispersado por todos los cuerpos de agua del suroeste de Australia en donde co-ocurre con otros crustáceos nativos. Aunque morfológicamente diferente del yabby blanco (*C. albidus*) del este de Australia, estudios genéticos basados en alozimas indican que existe una gran cercanía genética entre las especies y se ha sugerido la sinonimia para ambas especies (Campbell *et al.*, 1994). Recientemente se ha establecido un grupo destructor en el que se reconocen cuatro especies bien delimitadas, entre ellas *C. destructor* y *C. albidus*, al utilizar secuencias nucleotídicas de dos genes, (Munasinghe *et al.*, 2004). Aunque por prioridad se les debería llamar *C. destructor*, por razones comerciales se prefiere nombrarlas *C.*

albidus (Lynas *et al.*, 2007a). A pesar de la poca variación genética en su lugar de origen (el este de Australia), se ha reportado una gran variación en las poblaciones del oeste, lo que indica la probable reintroducción de diferentes variedades. La importante expansión de *C. destructor* desde Narembreen, de donde fue introducido, hasta Perth (a 280 km de distancia) (Figura 5) se debió a su resistencia, su habilidad para crecer incluso en aguas estancadas y, en general, a su adaptación a las nuevas condiciones, así como al interés comercial que despertó en los acuacultores y pescadores. Muchos acuacultores pensaban que estaban cultivando el koonac nativo (*C. preissii*). Para 1985 llegaban solo hasta el este de Albany (límite de las poblaciones nativas del oeste), y ya para 2004, se encontraban en diversos cuerpos de agua naturales al oeste de Albany, zona de exclusión de los yabbies (Lynas *et al.*, 2004).

Desde entonces, han seguido expandiéndose hacia el norte, noreste y sudeste (Figura 6). Han colonizado desde ríos subterráneos y arroyos de la planicie costera hasta pozas en la región árida del



Figura 5. Localización de Albany en Australia Occidental.

norte, cerca de Leonora. Sobre este particular, se ha señalado que se alimentan de la fauna de los arroyos subterráneos (Lynas *et al.*, 2004), y, de acuerdo con Horwitz (1995), representan una seria amenaza para esta fauna endémica, así como para la de los manantiales de las formaciones rocosas de George Gill Range, en los territorios del norte. De la misma manera, en la isla Kangaroo, en la costa de Australia, las especies de camarones y acociles se volvieron menos abundantes después de que los yabbies se establecieron (comunicación personal de P. Suter a Angela Arthington y Fiona McKenzie, 1997). Los yabbies se han considerado como la primera amenaza para el acocil nativo *Engaeus granulatus*, considerado en peligro de extinción, tanto en el Acta de Protección Ambiental y Conservación de la Biodiversidad de 1999 como en el Acta de Protección de Especies Amenazadas de 1995, e incluido en la lista roja de la IUCN de 2007 (Approved Conservation Advice for *Engaeus granulatus*, 2008).

La expansión de los yabbies ha causado varias interacciones no deseadas con la fauna nativa, como con la tortuga *Pseudemys umbrina*, en peligro de extinción, cerca de la reserva natural de Ellen Brook, proclamada especialmente para la preservación de las cuarenta tortugas restantes de la especie (Lynas *et al.*, 2004). Los yabbies han mostrado un comportamiento fuertemente agresivo y depredador hacia las tortugas recién eclosionadas en experimentos de laboratorio (Bradsell *et al.*, 2002). Esto pone en peligro el proyecto de recuperación de estas tortugas, para el que se ha invertido más de 1.3 millones de dólares australianos. Éste no sería el primer caso de desplazamiento de poblaciones de tortugas provocado por crustáceos. Lynas *et al.* (2004) citan un estudio de Fernández y Rosen (1996), quienes describen la depredación de la tortuga Sonorense del lodo (*Kinosternon sonoriense* Le Conte) en arroyos de Arizona, Estados Unidos, por el acocil viril (*Orconectes virilis* Hagen).

De acuerdo con Beatty *et al.* (2005), muchos biólogos consideran que la invasión de *C. des-*

tructor en los sistemas acuáticos de Australia occidental ha sido significativa. Esto se atribuye a su habilidad para tolerar condiciones físico químicas variables, lo que le permite habitar una gran gama de hábitats acuáticos, incluyendo sistemas permanentes y temporales (Austin, 1985; Jasinska *et al.*, 1993; Horwitz y Knott, 1995). De particular interés resulta su gran resistencia a condiciones hipóxicas (Morris y Callaghan, 1998), su resistencia a la salinidad (12 ppt) (Beatty *et al.*, 2005) y su capacidad para cavar y sobrevivir en hábitats acuáticos efímeros (Morrisy, 1978). El éxito de *C. destructor* como colonizador es atribuible a rasgos de su ciclo de vida, comunes a los de otras especies invasoras, por ejemplo, tasa rápida de crecimiento, maduración sexual precoz y alta fecundidad (Honan y Mitchell, 1995). Además, son desovadores frecuentes, lo que permite la liberación continua de juveniles durante un largo periodo del año (Beatty *et al.*, 2005). De manera interesante, se ha notado que los ovocitos siempre se encuentran al final de la vitelogénesis primaria, listos para entrar en vitelogénesis secundaria, lo que no solo les permite desarrollar una maduración gonadal rápida, sino también remadurar en breves periodos (Beatty *et al.*, op cit.).

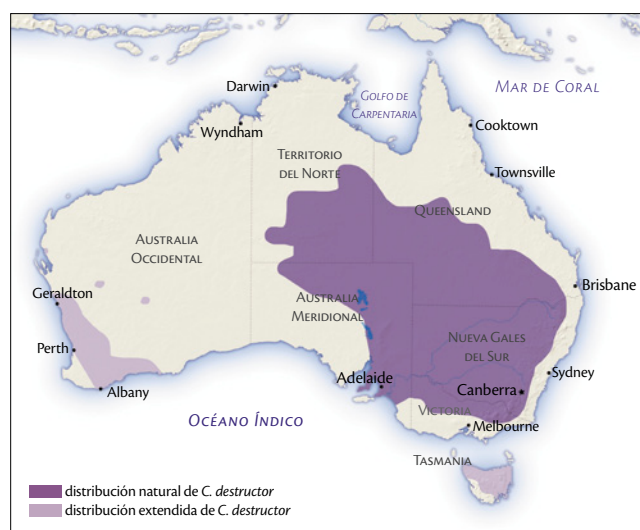


Figura 6. Distribución de *C. destructor* en Australia. Tomado de Lynas *et al.*, 2007a

Las estrategias de vida de los macrocrustáceos dulceacuícolas permiten situarlos en dos categorías: desovadores de invierno y desovadores de verano. Varios crustáceos que se consideran especies invasoras son desovadores de verano, como *P. clarkii* (Gutierrez-Yurrita y Montes, 1999). Los desovadores de verano tienen estrategias que incluyen: periodos reproductivos cortos en el verano; desoves asincrónicos durante la etapa reproductiva, que pueden incluir múltiples desoves; la habilidad de existir en sistemas temporales y permanentes de agua; altas fecundidades con huevos de pequeño diámetro; rápido crecimiento, y ciclos de vida cortos (Honan y Mitchell, 1995). De esta manera, la predicción con base en su área de expansión actual y su capacidad para colonizar diversos cuerpos de agua es que los yabbies seguirán progresando en los sistemas ribereños de la planicie costera de Australia. La invasividad y el éxito adaptativo de los yabbies se fundamenta en su biología.

IMPACTOS DE *Cherax rotundus*

Se esperaría que los impactos de *C. rotundus* fueran similares a los de *C. albidus* y que los impactos de ambas especies fueran menores a los provocados por *C. destructor*. Sin embargo, los híbridos exclusivamente machos de *C. rotundus* y *C. albidus*, debido a su rápido crecimiento, representan una amenaza para otras especies de crustáceos, y aunque no se pueden reproducir entre ellos, sí lo pueden hacer con hembras de *C. rotundus* y *C. albidus* y generar descendencia viable (FMP-160, 2002). Por otra parte, se ha informado que los organismos que se escapan no tienen que llegar a reproducirse para causar impactos, basta con que un gran número de individuos sobreviva, se alimente y crezca para alterar los ecosistemas locales (Arthington y Blühdorn, 1998).

Se ha considerado difícil predecir con precisión, el lugar y el grado de éxito con el que los yabbies exclusivamente machos se pueden establecer (FMP-160, 2002).

IMPACTOS A LA INFRAESTRUCTURA

Las distintas especies de langostas dulceacuícolas o acociles australianos tienen diferentes tendencias excavadoras. De acuerdo con Lawrence *et al.* (2001), *C. destructor*, debido a su comportamiento excavador, es responsable de daños a varios canales en el oeste de Queensland; las madrigueras que excava pueden llegar a medir 200 a 300 cm. De hecho, la langosta *C. destructor* debe su nombre a los daños que causa a la infraestructura. Esto fue el principal motivo de que en Tasmania su introducción encontrara oposición (Kailola *et al.*, 1993). En el territorio norte de Australia, las madrigueras de los yabbies proliferaron de manera importante en los bancos de diversos cuerpos de agua, lo que causó el colapso de árboles ribereños (Arthington y McKenzie, 1997). A diferencia de *C. destructor*, *C. albidus* y *C. rotundus* tienen hábitos excavadores menos marcados.

Estudios sobre la especie cercana *C. albidus* muestran que la profundidad de las madrigueras está en relación directa con la extensión del cuerpo de agua: las madrigueras son más profundas en presas de gran extensión que aquellas realizadas en pequeños estanques (Lawrence *et al.*, 2001).

De acuerdo con la clasificación de Hobbs (1981), los yabbies son excavadores del “tipo 1b”. Este tipo de acociles construyen madrigueras en los lechos de los ríos o presas y sitúan las aberturas por debajo y por encima del nivel medio del agua (Mills *et al.*, 1994). También los caracteriza el que sus hembras pasan solo un corto periodo de su vida en las madrigueras, que es cuando están ovígeras, por lo que se supone que las excavan básicamente con propósitos reproductivos o para el cuidado de las crías recién eclosionadas. Se ha encontrado a hembras alimentándose en las madrigueras. Por otra parte, los yabbies son estrategas “r”, que evolucionaron en climas semiáridos y que, como tales, tienen la capacidad de reproducirse a edades tempranas y generar una gran cantidad de juveniles (Stearns, 1976). Las hembras se reproducen de acuerdo con las características ambientales

que indican la proximidad del verano (aumento de temperatura y mayor fotoperiodo), por lo que es posible que caven sus madrigueras para garantizar un ambiente húmedo a sus crías, una estrategia que les permite dejar las madrigueras a los juveniles al aproximarse las lluvias.

En cuanto a la mayor incidencia de yabbies alimentados, se ha propuesto que esto lo hacen para generar una mayor cantidad de reservas de nutrientes para la vitelogénesis, lo que también justificaría la mayor presencia de hembras en etapa reproductiva. Por otro lado, los individuos mal alimentados no contarían con las reservas energéticas suficientes para cavar madrigueras. Estas hipótesis

apuntan a explicar por qué la actividad excavadora no está relacionada con la densidad. La relación del comportamiento excavador con la reproducción implicaría que los híbridos exclusivamente machos tendrían un comportamiento excavador mínimo (FMP-160, 2002).

Por otra parte, y contrariamente a reportes que indican que *C. quadricarinatus* no cava madrigueras en Australia, se ha constatado en diferentes ríos de Jamaica que sí tienen este comportamiento (Todd, 2002). Jones (1989, citado por Mills *et al.*, 1994) afirma también que existe un comportamiento excavador.



Madrigueras de *Cherax quadricarinatus* en el Río Negro en Jamaica. Tomado de Todd, 2002

ACUACULTURA

Poco se sabía del cultivo de acociles australianos (*Cherax*) antes de 1975, cuando la venta de estos organismos producidos en granja fue legalizada por primera vez en Australia. A raíz de esto, los acuacultores australianos empezaron a investigar el potencial de cultivo de las diferentes especies de *Cherax* de la región (Masser y Rouse, 1997).

La astacicultura (cultivo de langostas de agua dulce) suele hacerse en forma extensiva o semiintensiva, mientras que los métodos intensivos son utilizados para la producción de juveniles. Los niveles de producción varían con las estrategias que se implementan y el clima de la región (Holdich, 1993). De las casi 50 especies de acociles australianos del género *Cherax*, tres grupos son los que han sido explotados comercialmente: langosta de quelas rojas o de uña roja (*C. quadricarinatus*), yabbies (*C. destructor*, *C. albidus* y *C. rotundus*) y langosta marrón (*C. tenuimanus* y *C. cainii*). Su manejo en cautiverio muestra similitudes, aunque también requerimientos propios de cada especie (Tabla 2).

Tabla 2. Características generales de la langosta australiana (Holdich, 1993; Evans y Jussila, 1997; Todd, 2002)

	<i>Cherax tenuimanus</i> (marrón)	<i>Cherax destructor</i> (yabbie)	<i>Cherax quadricarinatus</i> (uña roja)
Peso máximo (g)	2,000	320	400
Peso promedio (g)	100-200	50-100	100-150
% de producción (g) (incluyendo exoesqueleto)	50-60	50	50-60
% de producción anual (kg/ha)	1 100-3 000	300-1 500	500-1 500
Edad de reproducción (meses)	20	<12	<12
Desoves por año	1	Varios	3-5
Fecundidad	Moderada	Alta	Muy alta
Hábito de excavación	No	Sí	Sí
Sobrevivencia a altas densidades	Buena	Muy buena	Muy buena
Temperatura del agua	Baja	Elevada	Elevada
Canibalismo	Sí	Desconocido	Moderado
Agresividad	No	Sí	Si
Potencial acuícola	Alto	Alto	Alto

CONDICIONES DE CULTIVO

Temperatura

La temperatura es un factor determinante del crecimiento y la producción acuícola de *Cherax*. En la Tabla 3 se presentan el intervalo térmico, de tolerancia e ideal para el cultivo de las tres especies principales de *Cherax*.

Oxígeno disuelto

Los niveles de oxígeno en un estanque dependen de la temperatura del agua, la densidad de los cultivos y la cantidad de fitoplancton presente. El nivel de oxígeno experimenta fluctuaciones durante el día (aumenta) y la noche (disminuye). Esto se debe a que el fitoplancton produce oxígeno durante el día vía la fotosíntesis y consume oxígeno durante la noche vía la respiración (PIRSA, 2003a y b).

El nivel mínimo recomendado de oxígeno disuelto (OD) en el agua es de 5 mg/l, aunque los adultos pueden soportar concentraciones de 1 mg/l por cortos periodos de tiempo. La concentración de oxígeno disuelto puede regularse por medio de sistemas de aireación (Masser y Rouse, 1997; Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a; SAGPyA, 2004a y 2007). Cuando la concentración de oxígeno disuelto cae a menos de 1 mg/l, *C. quadricarinatus* se desplaza hacia las orillas del estanque en donde los niveles de oxígeno siempre son más altos, y en casos extremos puede migrar del estanque hacia la tierra (Ruscoe, 2002).

C. tenuimanus se caracteriza por ser una especie más exigente en cuanto a requerimientos ambien-

tales y particularmente en cuanto al oxígeno. Tolerancia como mínimo niveles de 3 mg/l durante cortos periodos de tiempo (PIRSA, 2003a).

pH

El pH del agua en los estanques de cultivo puede abarcar un intervalo de 6.5 a 9.0, dependiendo de los procesos biológicos propios del sistema. Se consideran valores óptimos entre los 7.0 y 8.5 (Masser y Rouse, 1997; Augsburger, 2002; PIRSA, 2003b; SAGPyA, 2004a y 2007). Un pH por debajo de 7.0 aumenta la toxicidad de los metales disueltos en la columna de agua y suaviza el exoesqueleto de los acociles, mientras que un pH superior a 9.0 aumenta la toxicidad del amoníaco en los estanques (PIRSA, 2003a y b). No obstante, se ha informado la resistencia de *C. destructor* a niveles extremos de pH, como 4.5 a 8.0 (Ellis y Morris, 1995).

Alcalinidad y dureza del agua

La alcalinidad total (resistencia del agua a los cambios de pH) puede ubicarse normalmente entre 15 a 20 mg/l. Por otra parte, la dureza total del agua (concentración de iones existentes, principalmente calcio y magnesio) no debe superar los 40 a 50 mg/l, con fluctuaciones que dependerán de los cambios de pH en el medio (Masser y Rouse, 1997; Augsburger, 2002; SAGPyA, 2004a y 2007).

Los acociles de agua dulce requieren un mínimo de 50 ppm de calcio para la generación de su exoesqueleto. Los niveles bajos o muy altos de dureza pueden afectar severamente su proceso de

Tabla 3. Rango térmico, de tolerancia térmica e ideal, para el cultivo de las tres especies principales de *Cherax* producidas en la acuicultura

	<i>Cherax quadricarinatus</i>	<i>Cherax tenuimanus</i>	<i>Cherax destructor</i>
Rango de tolerancia térmica	12 - 34 °C ^{1,2,8,10}	10 - 30 °C ⁴ 12.5 - 30 °C ^{2,5,8,9}	15 - 34 °C ⁶
Rango térmico ideal para cultivo	23 - 31 °C ^{1,2} 26 - 29 °C ³ 24 - 28 °C ¹⁰	17 - 25 °C ⁴ 21 - 24 °C ⁵ 22 - 27 °C ²	20 - 25 °C ⁶
(1) SAGPyA, 2007; (2) Masser y Rouse, 1997; (3) Ruscoe, 2002; (4) Augsburger, 2002; (5) PIRSA, 2003a; (6) PIRSA, 2003b; (7) Arredondo, 2004; (8) Morrissy, 1990 (9) Lawrence y Jones, 2002.			

muda (al impedir la formación del exoesqueleto o el desprendimiento del mismo). Si la dureza del agua es baja, generalmente se compensa con en-calados periódicos en los estanques (Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2007).

Salinidad

C. quadricarinatus tolera salinidades de hasta 12 ppt por periodos largos de tiempo y solo después de las 18 ppt se vuelve letárgico (Mills *et al.*, 1994), por lo que puede ser cultivado en aguas salobres (Ruscoe, 2002). Por el contrario, *C. tenuimanus* no tolera salinidades superiores a 3 ppt (Masser y Rouse, 1997). *C. destructor* soporta salinidades de hasta 25 ppt (PIRSA, 2003b). Meade *et al.* (2002) determinaron los índices de supervivencia de *C. quadricarinatus* en diferentes salinidades. Los resultados informados fueron: 95% a 0 ppt, 75% a 5 ppt, 65% a 10 ppt, 60% a 15 ppt y 40% a 20 ppt.

Amoniaco

El amoniaco es un producto de desecho de los organismos y de la descomposición de la materia orgánica existente. Este compuesto puede resultar tóxico y la cantidad existente depende de la temperatura y del pH del medio. Se debe evitar los niveles superiores a 0.1 mg/l (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007), aunque *C. quadricarinatus* puede tolerar niveles de hasta 1.0 mg/l por cortos periodos de tiempo (Masser y Rouse, 1997).

Turbidez

La turbidez del agua puede ser causada por arcilla u otro material en suspensión, o bien por el fitoplancton. La visibilidad, que se mide usando un disco de Secchi, debe mantenerse alrededor de los 40-80 cm de profundidad. Si la turbidez por arcilla restringe la visibilidad a 30 cm de profundidad o menos, se limitará la producción de fitoplancton necesaria (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007). Por otro lado, si no hay suficiente turbidez en el estanque, los organismos estarían expuestos a depredadores como las aves (PIRSA, 2003b).

SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

A la fecha, se han realizado pruebas de cultivo de *Cherax* en sistemas de producción intensivos, semiintensivos, semiextensivos y extensivos (Tabla 4). Sin embargo, la escasa disponibilidad de alimento completo y el lento crecimiento en altas densidades han impedido el éxito de los sistemas de producción intensivos, por lo que la mayoría de los cultivos son semiintensivos (Augsburger, 2002).

Los sistemas extensivos tienden a ser de alguna forma oportunistas, dependiendo del acceso a fuentes de agua seminaturales o a fuentes de agua preexistentes, como las presas en las granjas. *C. destructor* es el más adecuado para este tipo de cultivo debido a su capacidad de sobrevivir a climas agresivos y prosperar en condiciones desfavorables. En todos los casos, la acuicultura extensiva de estos organismos depende de las condiciones climáticas, por lo que el producto final varía año con año (Wingfield, 1997).

La mayoría de las operaciones de cultivo de *Cherax* son del tipo semiextensivo y semiintensivo. Sin embargo, debido a que el sistema semiextensivo ha presentado muchos problemas para proveer un ambiente adecuado para el rápido crecimiento y salud de los organismos, la mayoría de las granjas que reciben mayores ganancias son del tipo semiintensivo (Wingfield, 1997).

El sistema intensivo de producción de *Cherax* ha tenido muy poco éxito, principalmente porque el crecimiento de los organismos presenta una relación inversa con la densidad, es decir, altas densidades propician un crecimiento más lento. Otro factor que ha impedido la aplicación de un sistema intensivo es la carencia de dietas que provean a los organismos de todos los nutrientes que requieren; algunos componentes esenciales de su dieta natural son difíciles de replicar en un ambiente artificial (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002).

En un estudio de mercado realizado por Medley *et al.* (1994) se indica que el potencial económico de este cultivo es más sensible a factores como el

Tabla 4. Categorización de los sistemas de producción de <i>Cherax</i> por Nivel de Intensidad (Wingfield, 1997)				
Técnicas de Producción	Extensivo	Semi-Extensivo	Semi-Intensivo	Intensivo
Razón para la construcción de estanques	Otro uso	Principalmente acuicultura	Acuicultura	Acuicultura
Control de temperatura	Ausente	Ausente	Muy limitado	Controlada
Control de la calidad del agua	Muy limitado	Limitado (algo de recambio)	Significativo (aireación artificial y recambio)	Alto (bombas, biofiltros y aireadores)
Control de depredadores / competidores	Muy poco	Limitado	Significativo (redes y cercas)	Alto (totalmente cubierto)
Alimentación	Natural y ocasionalmente suplementaria	Natural (incentivada) con algo de suplementaria	Natural (incentivada) con suplementaria regularmente	Solo alimentación suplementaria
Cosecha	Trampeo	Principalmente trampeo	Principalmente drenado del estanque y trampas de flujo	Accesibles fácilmente
Producción anual (kg/ha)	100 a 300	300 a 700	700 a 4000	Por demostrar
Viabilidad	Probada para <i>C. destructor</i> en Australia	Viable solo en circunstancias excepcionales	Viable solo si es un sitio y hay un manejo adecuado	Probablemente inviable

alto costo de los juveniles, el bajo porcentaje de biomasa cosechada en los organismos de mayor talla, el bajo costo que tienen en el mercado los organismos de mayor talla y el corto periodo de la temporada de engorda.

TECNOLOGÍA DE PRODUCCIÓN

Infraestructura para el cultivo

En el sistema semiintensivo se utilizan estanques excavados en tierra de dimensiones variables (de 0.04 hasta 2 ha), aunque generalmente se utilizan estanques de 0.08 a 0.2 ha. En la mayoría de los casos y si la topografía lo permite, son rectangulares, excavados en serie, con entrada y salida de agua independiente y colocados con su eje mayor paralelo al viento más fuerte de la zona, de tal forma que se incremente la oxigenación y no se produzca estratificación térmica del agua. Sus profundidades varían entre 1.5 y 1.8 m. Se deben distribuir, en el fondo, refugios adecuados a las tallas en cultivo (Masser y Rouse, 1997; Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a).

Los estanques suelen ser excavados en tierra arcillosa (para evitar filtraciones), debido a que cuando escasea el material orgánico en el fondo (estanques de concreto o con membrana plástica) se observa una marcada reducción en el crecimiento. Además, las instalaciones siempre se colocan cerca de la infraestructura necesaria (acceso a energía eléctrica, insumos, caminos pavimentados, etc.) (Wingfield, 1997; SAGPyA, 2007).

La construcción de los estanques debe respetar una pendiente óptima de 2%, desde la entrada hasta la salida del agua, así como un canal central para que el drenado sea más rápido y las cosechas más eficientes (Ackefors, 1994; Wingfield, 1997; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a). En caso de que la cosecha se haga por trampeo (sin necesidad de drenado), se debe hacer un vacío sanitario cada uno o dos años, lo que implica drenado total y secado al sol del estanque, y remoción del exceso de material orgánico depositado en el fondo. Así se evita que los cultivos habiten un ambiente anóxico (Augsburger, 2002; SPC, 2006; SAGPyA, 2007).

Cuando se utilizan tuberías de PVC a la entrada

y salida del agua, se protegen con malla de 200 milimicras para evitar la entrada de depredadores y competidores, así como para prevenir el escape de organismos en cultivo. Las aves predatoras se controlan colocando redes de media sombra sobre los estanques (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

Los estanques deben estar rodeados por un cerco de chapas langosteras, estructuras de PVC u otro material adecuado de entre 15 y 20 cm de altura, para evitar el escape de los organismos. Además, tratándose de especies exóticas caminadoras, es fundamental un cautiverio vigilado durante su cultivo (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; SPC, 2006; SAGPyA, 2007).

Manejo de los estanques

Previamente a su llenado, el fondo de los estanques se puede encalar con dolomita (Mg, Ca y carbonato), dependiendo de las características químicas que presenten los suelos, pero es lo recomendable si los estanques ya han estado en uso productivo. También suelen enriquecerse con combinaciones de material orgánico (subproductos agrícolas o abonos) y fertilizantes inorgánicos (basados principalmente en polifosfatos y nitrógeno) a una tasa de aplicación de 100-150 kg/ha. Esto aumenta la cantidad de fitoplancton, que, a su vez, aumenta la cantidad de zooplancton disponible como alimento natural en la fase inicial del cultivo. Al empezar el ciclo de producción, se detiene la aplicación de este tipo de fertilizantes, ya que pueden llegar a teñir el abdomen de los organismos y con ello disminuir el valor del producto (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

Durante el manejo de los estanques de producción, es importante el monitoreo constante de la calidad del agua, así como el recambio de la misma, con el fin de evitar el deterioro del sistema. Sin embargo, es importante que el recambio no llegue a ser excesivo ya que de serlo, se perderá gran parte de los elementos naturales disponibles como alimento (Augsburger, 2002; Ruscoe, 2002;

SAGPyA, 2007). En lugares con un clima predominantemente seco o en cultivos donde no hay una fuente constante de agua, esta práctica se vuelve sumamente importante. En este tipo de condiciones, los acuacultores reciclan el agua colocándola en estanques de almacenamiento después del drenado de los estanques de cultivo para volver a utilizarla posteriormente. Además, es recomendable contar con una reserva de agua para los meses de verano, cuando la evaporización está en su máximo (PIRSA, 2003a y b).

Cuando los niveles de densidad son altos y se utiliza una alimentación complementaria, el nivel de oxígeno disuelto disminuye, por lo que se coloca un sistema de aireación consistente comúnmente en una bomba de aire. También se utilizan otros métodos como ruedas de molino, aspiradoras, etc. (Wingfield, 1997; PIRSA, 2003a y b; SPC, 2006).

Utilización de refugios

Es imprescindible colocar refugios en los estanques debido a que los acociles de agua dulce, como todos los crustáceos, mudan su exoesqueleto periódicamente, momento durante el cual su cuerpo queda expuesto y aumentan los niveles de canibalismo. Una buena cantidad de refugios mejora sustancialmente la producción, principalmente debido a que se incrementan los índices de supervivencia (Augsburger, 2002; Ruscoe, 2002; SAGPyA, 2007). Jones y Ruscoe (2001) definieron los índices de supervivencia para los diferentes tipos de refugio utilizados. Encontraron que 75.1% sobrevive al utilizar bolsas o costales de malla plástica, 51.4% al utilizar llantas, 43.25% al utilizar tubos de PVC y 15% en los estanques sin refugio.

Los mejores refugios para los organismos pequeños son las bolsas o costales de malla plástica que se usan para almacenar vegetales (como las llamadas arpillas) que, además, permiten cosechar a los organismos con facilidad. Las bolsas se unen entre sí y sirven como protección ante los organismos de mayor tamaño; se constituyen, además, en superficie de desarrollo de materia orgánica (bac-

terias, hongos y detritus acumulado), que utilizan como alimento. Para el caso de los organismos más grandes (juveniles y adultos) se construyen refugios con tubos de PVC, de unos 10 - 20 cm de largo y un diámetro acorde a la talla de los individuos bajo cultivo. Para facilitar su ubicación, se les une a una boya en la superficie. Es conveniente colocarlos en mayor cantidad sobre el fondo y solo algunos en la columna de agua (Augsburger, 2002; Ruscoe, 2002; SAGPyA, 2007).

REPRODUCCIÓN

Cortejo, desove y fertilización

El apareamiento, fertilización y desove naturalmente ocurren en los estanques y sin estadios larvales de nado libre. Los órganos sexuales del macho se sitúan en el quinto par de patas ambulatorias, mientras que en la hembra están ubicados en la base del tercer par. El macho manipula a la hembra volcándola sobre el dorso, con el lado ventral justo hacia su vientre, pero sin existir cópula. El macho deposita su espermatóforo liberando una fina masa de esperma, entonces la hembra desova y los huevos son fertilizados. Cada hembra pone una cantidad de huevos dependiente de su talla. Cuanto más grandes los ejemplares, mayor la cantidad de huevos producidos, pero también influye la edad, ya que las puestas disminuirán con el paso del tiempo.

Al contrario de otros crustáceos, la hembra no necesita mudar su caparazón para ser fecundada, y puede producir generaciones sucesivas de juveniles durante la estación reproductiva (Ruscoe, 2002; SAGPyA 2007).

En trabajos científicos realizados sobre *C. quadricarinatus* se estableció que, si bien las hembras muestran un comportamiento relacionado con la reproducción (indicando receptividad), el mismo se limita solamente al día del evento (SAGPyA, 2007).

Incubación

La hembra sostiene los huevos fertilizados usando los finos pelos que tiene en las márgenes de los

pleópodos ubicados entre el sexto y el último segmento (telson). Ahí se forma un abanico que actúa como “cámara porta huevos” durante la época de reproducción (SAGPyA, 2007). Los huevos permanecen unidos por debajo de la cola de la hembra hasta que están listos para eclosionar. El desarrollo larval ocurre dentro de los huevos, los cuales van cambiando de verde a café y después a naranja (Figura 7) (Ruscoe, 2002).

En la cámara de incubación los huevos se oxigenan con el batir de los pleópodos. Si los ejemplares son perturbados o sufren un estrés importante (transportes, disminución de OD, etc.), se producirá el aborto de los huevos (SAGPyA, 2007).

Eclosión

Al nacer, los juveniles permanecen adheridos a los pelos o setas de las patas de las hembras. (En el caso de *C. quadricarinatus*, pesan 0.02 g y miden 12 mm de longitud.) Se quedan junto a sus madres por unas semanas y después se independizan, aunque pueden volver a ellas (SAGPyA, 2007).

La característica biológica que le confiere gran ventaja a este crustáceo es un ciclo de vida simple (sin estadios larvales numerosos) y su nacimiento como juveniles parecidos a los adultos, pero de talla milimétrica (SAGPyA 2007).

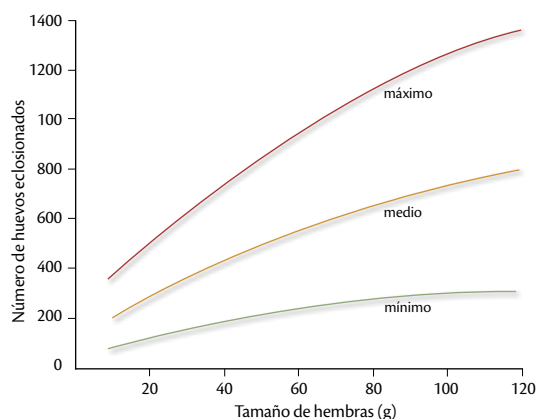


Figura 7. Relación tamaño - fecundidad en hembras de *C. destructor*. Tomado de Mills et al., 1994.

Después de nacidos, su crecimiento es rápido. Su primera muda ocurre un par de días después de nacer. En Australia, los juveniles de *C. quadricarinatus* llegan a pesar de 0.5 a 2.0 g en los 50 a 60 días posteriores al nacimiento (SAGPyA 2007).

Madurez

Para reconocer a las hembras que están en estado de maduración gonadal, se puede observar el desarrollo de los ovarios a contraluz con una lámpara brillante, método que permitirá descartar aquellas hembras no preparadas para la reproducción. La cavidad del cuerpo se examina a través de la membrana transparente que está entre la cabeza y la cola. Esta revisión puede complicarse si las hembras han desovado recientemente o si se trata de juveniles inmaduros. Los detectados como próximos a madurar pueden tardar cuatro semanas más, dependiendo de la época y la temperatura (SAGPyA 2007).

Comparación de características reproductivas

Existen diferencias notables entre las características reproductivas de las especies de acociles australianos (Tabla 5). Sobresale la precocidad para madurar de *C. quadricarinatus*, al igual que su fecundidad y su corto tiempo de incubación, comparado con otras especies.

Organismos intersexuales

C. quadricarinatus posee un sistema sexual gonocórico. Aún no se comprenden su patrón sexual ni su control hormonal. Aunque en ejemplares capturados del medio natural no se ha observado la existencia de individuos intersexuales, sí se tienen descritos en poblaciones en cultivo. El fenómeno consiste en individuos machos con características sexuales femeninas o viceversa, los cuales en ocasiones llegan a ser funcionales (Figura 8).

Se ha observado que son las hembras funcionales, con ovarios y oviductos normales, las que



Crías de *C. quadricarinatus* eclosionando. Foto: www.australiangeographic.com.au/journal/view-image.htm?index=4&gid=4129.png

Tabla 5. Comparación de algunas características reproductivas de los tres grupos del género <i>Cherax</i> (Holdich, 1993; Yeh y Rouse, 1995; Ruscoe, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2007).				
	Madurez	Ovoposición	Fertilización	Incubación
Uña roja <i>C. quadricarinatus</i>	Durante los 12 meses después de su nacimiento o a los 40-50 g de peso.	Inmediatamente después del cortejo 200-1000 huevos 3 - 5 veces al año	Externa	42 - 56 días
Marron <i>C. tenuimanus</i>	Después de 1 año de edad	Inmediatamente después del cortejo 100-900 huevos 1 vez por año (primavera)	Externa	84 - 112 días
Yabby <i>C. destructor</i>	Antes de los 12 meses después de la eclosión	Inmediatamente después del cortejo 30 - 450 huevos por evento. Más de 5 veces al año.	Externa	19 - 40 días

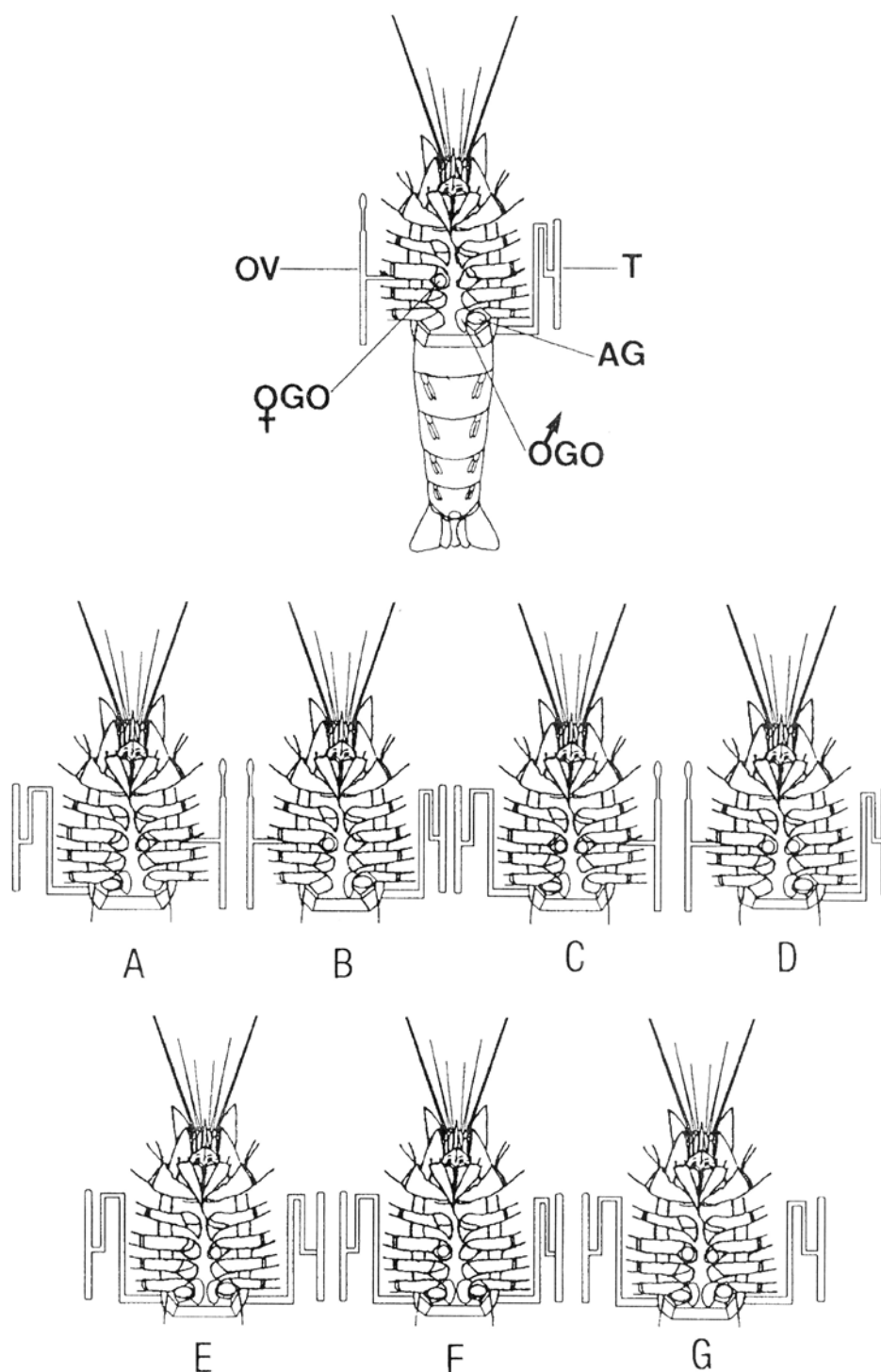


Figura 8. Siete combinaciones de localización de aperturas genitales en organismos intersexuados de *C. quadricarinatus*. Se encontraron ovarios con oviductos solo en aquellos casos en los que la apertura genital femenina estaba presente y no existía apertura genital masculina en el mismo lado (figuras A a la D). Los individuos que presentaron aperturas genitales masculinas y femeninas en un lado del cuerpo, no presentaron ovario en ese lado (figuras C a la G) (Tomado de Sagi *et al.*, 1996).

muestran ambas aperturas genitales (femeninas y masculinas) y las que carecen de ambos apéndices masculinos y de la mancha roja característica de los machos. Desde el punto de vista histológico, no difieren de las hembras normales, presentando ovarios previtelogénicos y vitelogénicos de acuerdo con su tamaño. En el caso de los machos intersexuales se ha observado que solo llegan a poseer ovarios previtelogénicos (no funcionales) (Vázquez y López-Greco, 2007b).

En el caso de los yabbies, se ha informado que un gran porcentaje de individuos encontrados en pequeñas presas eran intersexuales. Como en el caso de *C. quadricarinatus*, eran machos o hembras funcionales; sin embargo, Johnson (1979, citado por Mills *et al.*, 1994) reporta verdaderos hermafroditas: con un testículo normal del lado derecho y un ovario normal del lado izquierdo; con un vaso deferente y un oviducto, que desembocan en los gonopodios.

Al momento de realizar un cultivo monosexual se debe tener en cuenta este fenómeno, ya que si se confunde un macho con una hembra podría presentarse un desequilibrio en el rendimiento de la producción. La diferenciación de los caracteres sexuales primarios y secundarios de *C. quadricarinatus* ocurre de modo simultáneo y muy tempranamente, aproximadamente cuando los organismos alcanzan los 0.10 g de peso. La identificación temprana del sexo es una herramienta muy útil para la separación oportuna en el cultivo monosexual y en el desarrollo de técnicas de reversión sexual mediante la manipulación de factores ambientales u hormonales (Vázquez y López-Greco, 2007a).

ESTRATEGIAS DE PRODUCCIÓN

Producción y engorda

Cuando el cultivo es en laboratorio, las condiciones ambientales se controlan durante las primeras etapas. No hay que esperar mucho para cultivar por primera vez a los juveniles debido a que muy pronto necesitan colocarse en estanques externos

con alimento vivo. En el caso de los cultivos externos, una vez finalizada la fase de pre-engorda, los juveniles se cosechan retirándolos de las bolsas de malla plástica que les han servido de refugio. Éstas se sacuden sobre redes finas. También se les puede extraer en sucesivas redadas, lo cual permite sembrar los organismos a una menor densidad, en otros estanques, para proceder a su engorda final. Previamente se les clasifica y agrupa por talla y sexo (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

La producción de los juveniles puede abarcar un periodo de tres a cuatro meses. Para la producción de organismos adultos a partir de juveniles de mayor talla (10-15 g), la densidad de siembra para *C. quadricarinatus*, *C. tenuimanus* y *C. destructor* es, en general, de cinco a quince individuos por metro cuadrado, de tres a cinco individuos por metro cuadrado y de cuatro a ocho individuos por metro cuadrado, respectivamente. Se les mantiene en el mismo estanque durante nueve a doce meses, en el caso de *C. quadricarinatus* y *C. destructor*, y durante 12 a 24 meses en el caso de *C. tenuimanus*, dependiendo de la talla que se pretenda alcanzar para su comercialización, así como del manejo de la producción. Las cosechas parciales o totales se realizan cuando los individuos alcanzan pesos superiores a los 70 g (o entre 40 y 100 g, dependiendo del mercado) (Wingfield, 1997; Augsburger 2002; PIRSA, 2003a; SAGPyA, 2007).

Al sembrar los organismos en otros estanques, se procura evitar los cambios bruscos de temperatura, para lo cual es mejor hacer la siembra por la mañana temprano o al caer el sol. La introducción se realiza lentamente, agregando gradualmente agua del estanque en que se está sembrando dentro del contenedor de transporte y dejando que ellos solos se integren al nuevo hábitat (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2004a y 2007).

En Australia, se determinó que mil hembras de *Cherax* liberadas en un estanque de una hectárea de superficie producen suficientes organismos como para lograr una producción significativa, sin necesidad de estrategias ni tecnologías especiales

de producción. Sin embargo, este sistema utiliza mano de obra intensiva y la talla de los organismos es muy dispar, además de que la tasa de supervivencia se calcula que sea entre 5 y 10% (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

MANEJO DE LAS POBLACIONES BAJO CULTIVO

Si las poblaciones en los sistemas de cultivo no se manejan adecuadamente, se presenta un crecimiento muy dispar entre los organismos, mismo que afecta la producción total. Por ello resulta necesario retirar a los individuos de menor tamaño (menores a 25 g) que, por algún motivo, presentan enanismo, para facilitar al resto un mayor acceso a la productividad natural. En general, los organismos removidos se descartan. La remoción de los individuos más grandes también favorece un crecimiento más homogéneo de la población, que reduce, a su vez, la competencia por espacio y alimento. Este manejo de los organismos se realiza varias veces durante el ciclo de producción (Wingfield, 1997; SAGPyA, 2007).



C. quadricarinatus adulto. Tomado de www.aquagreen.com.au/images/Cherax_quadricarinatus_04.jpg

Selección y clasificación de individuos

La selección de los reproductores constituye un aspecto muy importante en el manejo del cultivo. Durante la primera cosecha, se eligen los organismos de mejor aspecto en crecimiento y calidad para crear un stock de reproductores, mismos que se envían a estanques especiales. Esta selección permitirá mejorar a futuro las tasas de crecimiento obtenidas en las poblaciones y debe realizarse continuamente. Los reproductores seleccionados se mantienen durante periodos menores a dos años para obtener un mejoramiento genético apropiado (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

Durante la selección, es importante manejar con cuidado a los organismos ya que cualquier daño en sus caparazones aumenta el riesgo de infección y de muerte, o, al menos, arriesga su presentación al momento de venderlos (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

Cosecha y postcosecha

La cosecha puede realizarse por medio de trapeo, aunque en general se emplea el método de disminución del nivel de agua de los estanques y las redadas continuas. La infraestructura para la postcosecha incluye: tanques para purgado con agua dulce limpia, instalaciones para clasificación de tallas y para tomar el peso de los organismos, y un área de empaque y de almacenamiento (Wingfield, 1997; Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a y 2007; SPC, 2006).

Generalmente, los organismos se venden vivos dentro de las primeras 24 a 48 horas después de haber sido cosechados, cuando su calidad es máxima, previo purgado de los intestinos y eliminación de comensales. El purgado puede realizarse en agua salobre (hasta 1.5%), lo cual mejora el sabor de la carne. Posteriormente, el producto se enfría y es embalado en cajas de poliestireno de alta densidad, aprobado para envíos terrestres o bodegas de avión. Se ha reportado que su uso implica una supervivencia de hasta 100%. El producto también se puede comercializar estando precocido y glasea-

do en hielo. Para organismos de 80-100 gramos, el tiempo de cocción es de siete minutos en agua hirviendo, para retener sus características de sabor y textura de carne. Parte del producto se exporta descabezado y congelado (Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a y 2007; SPC, 2006).

CULTIVOS MONOSEXUALES

Resultan interesantes los cultivos monosexuales, los cuales implican restringir la reproducción al hacer un sexado manual de los organismos, aunque en ocasiones esto conlleva algunos errores. El cultivo monosexual de machos es beneficioso porque el promedio de crecimiento es mayor (70%) debido a que, al no haber reproducción, gran parte de la energía es dedicada al crecimiento. Además, este tipo de cultivo permite controlar la densidad de los estanques. Sin embargo, la selección manual consume tiempo, mano de obra y a menudo se cometen errores (Curtis y Jones, 1995; Augsburger, 2002; Department of Fisheries, 2002; Rodgers *et al.*, 2006; SAGPyA, 2007).

En 1998, el Departamento de Pesca de Australia reportó la posibilidad de producir yabbies híbridos estériles exclusivamente machos, al cruzar machos de *C. albidus* con hembras de *C. rotundus*. La producción en cultivo de estos híbridos exclusivamente machos es similar a la de los cultivos monosexuales de individuos normales, con la ventaja de que no se requiere realizar una selección manual de los individuos machos, por lo que los productores ahorran tiempo y mano de obra, lo que ha hecho evidente el interés de comercializar estos organismos (Department of Fisheries, 2002).

POLICULTIVOS

En la acuicultura, el policultivo es considerado como una estrategia de manejo que mejora considerablemente los rendimientos de producción por unidad de área, debido a que se aprovechan de mejor manera los recursos disponibles para el cultivo. Esta práctica consiste en la adición de una o más especies subordinadas a otra, considerada

especie principal del cultivo en cuestión, la cual se ve beneficiada con la introducción de otras especies (Ponce *et al.*, 2006).

El policultivo se ha reconocido como una forma potencial de incrementar la eficiencia en el cultivo de *Cherax*, debido a que puede reducir el costo promedio de producción, incrementar la biomasa final del cultivo y reducir riesgos económicos asociados a las operaciones de monocultivo. El policultivo también incrementa la estabilidad ecológica y ayuda en el proceso de reciclaje de nutrientes, lo que puede dar como resultado beneficios sinérgicos para las especies participantes. En la acuicultura, este sinergismo deriva en el incremento de la rentabilidad debido al aumento en las tasas de crecimiento y la reducción en la inversión (Storer, 2005).

El policultivo más estudiado ha sido el de tilapia y *C. quadricarinatus*, el cual, a nivel experimental, ha dado buenos resultados en términos de volumen de producción y crecimiento. Sin embargo, los niveles de supervivencia de la langosta no han sido los deseados (en ocasiones menor a 50%) (Ponce *et al.*, 2006; Rouse y Kahn, 2007).

En Australia se han desarrollado policultivos piloto de perca dorada (*Bidyanus bidyanus*) y langosta marrón (*C. tenuimanus*), en los cuales se han obtenido beneficios comerciales, incluyendo ventajas sinérgicas en el crecimiento del marrón. Sin embargo, las investigaciones también demostraron que bajo ciertas circunstancias la perca dorada depredaba a acociles pequeños o recién mudados (Storer, 2005).

También se han realizado policultivos con el pez barramundi (*Lates calcarifer*) y *C. quadricarinatus*, utilizando además plantas acuáticas como *Baumea articulata* y *Schoenoplectus validus*, con la intención de mejorar la calidad del agua y ser más eficientes en la utilización de este recurso (Roe, 2002).

Otra planta que ha dado resultados interesantes al utilizarla en el cultivo de *Cherax* ha sido el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) debido a que sus raíces actúan como refugio y aumentan el nivel de

materia orgánica en descomposición en el fondo, la cual sirve de alimento para los langostinos. Además, el lirio acuático absorbe metabolitos tóxicos, provee sombra y regula la temperatura del agua (Salame, 2004).

DIETA

Las distintas especies de *Cherax* son muy adaptables respecto a su nutrición y generalmente se consideran omnívoros y oportunistas (Ruscoe, 2002; PIRSA, 2003a y b). Los juveniles muestran preferencia por organismos invertebrados naturales (zooplancton de la columna de agua y zoobentos), mientras que los adultos se alimentan predominantemente de detritus formado por la materia orgánica en descomposición (Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a y 2007).

Las dietas artificiales, en forma de *pellets* similares a los empleados en el cultivo de camarón, son una alternativa utilizada en sistemas de producción intensivos y semintensivos (Meade y Watts, 1995; Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007). Se trata de una formulación simple con un contenido proteico que varía entre 22 y 34%, niveles que han arrojado los índices de crecimiento más altos, siendo el ideal para juveniles 31% y para adultos, 27% (Villarreal, 2002). Los insumos incluyen harina de pescado, y se complementan con baja cantidad de fibras y altos contenidos en almidón; además puede utilizarse harina de carne, soya, algodón, girasol, trigo, maíz, cebada, sorgo y afrecho de arroz y frijol (Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2007). En general, *Cherax* digiere mejor los ingredientes vegetales que los ingredientes animales (Campaña-Torres *et al.*, 2006).

Generalmente, los alimentos artificiales son caros y deben ser utilizados eficientemente. Es importante que los *pellets* se mantengan sin deshacerse dentro del agua durante cierto tiempo (20-30 min) para alcanzar a ser ingeridos por los organismos. Sin embargo, aunque muy poco de la ración peletizada ofrecida es directamente consumida, mucho de ese material pasa a formar parte del bentos y constituye

el detritus que ellos ingieren ampliamente (Augsburger, 2002; Ruscoe, 2002; SAGPyA, 2007).

El alimento se ofrece de dos a tres veces por semana, en el momento de mayor actividad de los animales, esto es, antes del amanecer e inmediatamente antes de la puesta del sol, cuando el nivel de luz es el principal estímulo. Sin embargo, no hay que olvidar que el nivel de actividad y de ingestión de alimento se relaciona, en principal medida, con la temperatura (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

Al inicio del cultivo, se ofrece entre 5 y 10% de la biomasa total del estanque por semana. Posteriormente, se disminuye hasta llegar a 2% (SAGPyA, 2004a). Durante la fase juvenil, los *Cherax* presentan un comportamiento canibalístico muy acentuado, por lo que se requiere que el alimento esté disponible en cantidad y calidad suficiente. Sin embargo, un exceso de alimento puede deteriorar gravemente la calidad del agua y especialmente la concentración de oxígeno disuelto necesaria para el mantenimiento de la sanidad y supervivencia de los animales. Por ello, la ración diaria o semanal se ajusta a medida que los animales crecen, para lo cual se hacen muestreos que permiten determinar el peso promedio del lote en cultivo. Las tasas de alimentación pueden variar de acuerdo con la temperatura, densidad de la población, composición del alimento ofrecido y estado de los estanques (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

MEDIDAS PREVENTIVAS

Como prevención, dado que en el país no se expiden certificados de sanidad *ex profeso*, es conveniente que al momento de adquirir ejemplares se revisen con atención los mismos: que no tengan lastimaduras, que presenten caparazón entero, antenas y anténulas completas y buen peso, así como pedúnculos oculares en excelente estado. Antes de incorporarlos al cultivo, es conveniente tratar a los organismos con un baño de sal a 2.5%. Este tratamiento ayuda a evitar infecciones posteriores, sanar posibles heridas y disminuir los organismos parásitos (SAGPyA, 2004a).

Además, para asegurar la buena salud de los organismos, es importante reducir el estrés al mínimo posible durante todas las fases del cultivo. Esto puede lograrse manteniendo una buena calidad de agua, refugios suficientes y una alimentación apropiada (Ruscoe, 2002).

Los organismos que, por algún motivo, manifiesten síntomas de anormalidad (lentitud en los movimientos, falta de apetito, etc.), conviene separarlos en cuarentena para su control. Al detectar cualquier anormalidad en el comportamiento de los animales, debe investigarse primeramente los

parámetros físicos y químicos del agua de cultivo y aplicar las correcciones necesarias (SAGPyA, 2004a).

Es posible eliminar los parásitos externos con baños de baja concentración de formol o sal gruesa diluida en agua. Al importar organismos, se solicita en general a los exportadores que efectúen, previamente a los envíos (bajo control de certificación), los baños mencionados. Para el diagnóstico de ataque por bacterias se debe recurrir a un laboratorio de análisis que realice los cultivos necesarios sobre muestras extraídas de los animales, para determinación de bacterias (SAGPyA, 2004a).

MERCADO

En el mercado australiano, el producto suele destinarse principalmente a ventas en restaurantes. También, cuando la producción lo permite, llega a pescaderías, empresas de *catering* y supermercados. Los precios varían según la especie (Tabla 6), la calidad y el tamaño, así como de los costos de producción y de las reglas comerciales. Cuando los cultivos alcanzan una producción cercana a 50-100 ton/año en forma continua, el productor puede comenzar a exportar (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007). Los mercados de exportación para Australia son Europa, Asia y Estados Unidos, según los volúmenes producidos y la competitividad en cuanto a precios de producción y envíos (Love y Langenkamp, 2003).

ÁFRICA

Sudáfrica es el principal productor en el continente africano. Sin embargo, produce menos de 50 toneladas anuales de organismos vivos, la mayoría de los cuales son exportados a Asia (Augsburger, 2002; Edgerton, 2005; SAGPyA, 2007).

ASIA

Setenta por ciento de la producción de los *Cherax* cultivados y extraídos en numerosos países de todo el mundo tiene como destino al continente asiático; Japón es el consumidor líder, seguido por Taiwán y China. Este último mercado se manifiesta como emergente y muy importante dado a que en la década de 1990 se produjeron cerca de 1 000 toneladas de *C. quadricarinatus*, importando solamente organismos vivos (Augsburger, 2002; Edgerton, 2005; SAGPyA, 2007).

Tabla 6. Precio/kg (US\$) de las tres principales especies de *Cherax* producidas durante el periodo 1995-2001 en Australia (Love y Langenkamp, 2003)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
<i>Cherax quadricarinatus</i>	13.76	13.59	13.11	11.94	11.85	12.85	13.41
<i>Cherax destructor</i>	11.10	11.50	9.77	9.84	12.89	12.28	12.02
<i>Cherax tenuimanus</i>	34.44	24.50	24.29	24.22	23.22	22.98	23.81

EUROPA

C. quadricarinatus y *C. tenuimanus* tienen un rendimiento de músculo (en proporción del peso total del organismo) de 22 a 25%; este rendimiento es más bajo en los yabbies. Los yabbies capturados del medio silvestre se han comercializado por mucho tiempo en Nueva Gales del Sur (hasta AU\$8.00/kg). Es posible alcanzar precios más elevados cuando se proveen animales vivos de tallas grandes a los restaurantes, aunque se compren cantidades reducidas. Se cree que existe un mercado potencial importante en Europa ya que los cangrejos de río están considerados un *delicatessen* y las poblaciones nativas, devastadas por la “plaga de los crustáceos”, actualmente son escasas. No obstante, el mercado en varios países europeos es marcadamente estacional (Jones, 1990). Algunos de los países interesados en la compra del producto son Francia y España (Love y Langenkamp, 2003; 2007), aunque, en comparación con Asia, el mercado europeo es pequeño. Su consumo varía con los años, pero maneja entre 1,500 a 1,600 toneladas provenientes de extracción propia y de Cuba, Bahamas y Florida. Solo unas 200 toneladas son de procedencia australiana (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

AMÉRICA LATINA

Los principales productores de *Cherax* en América Latina son Argentina, Costa Rica, Chile, Paraguay y Uruguay, países que en el 2003 produjeron 22 toneladas con un valor de 185 mil dólares (FAO, 2006b).

Se ha documentado que en Ecuador, después de la introducción de *C. quadricarinatus* en 1994, la mayoría de las granjas cerraron en 1998, principalmente por enfermedades y escasez de mercado (bajo precio de acuerdo con las expectativas ori-

ginales). Tres años después de haber construido 250 ha de estanquería (Romero, 2002; Romero y Jiménez, 2002).

De acuerdo con Arredondo (2004), una de las desventajas de cultivar la langosta de uña roja en México es la ausencia de un mercado nacional importante, para lo cual se sugiere promover su consumo. En el área de Tamaulipas, los autores pudieron constatar el cierre de al menos dos centros de producción debido a que la abundancia de langostas en el medio natural (quizá escapadas de esas mismas granjas) hizo poco rentables dichas operaciones.

AUSTRALIA

Australia cuenta actualmente con más de 100,000 granjas de cultivo de *Cherax*, que alcanzan altos índices de producción (Tabla 7) (Ackefors, 1994; Tull, 1996; Love y Langenkamp, 2003; Edgerton, 2005).

El comercio en Australia se puede realizar ya sea individualmente o a través de mercado cooperativo. Las ventajas del mercado cooperativo son (PIRSA, 2003a y b):

- Consistencia en la calidad del producto
- Consistencia en la oferta del producto
- Estabilidad en el precio del producto
- La publicidad del mercado la realiza la cooperativa
- Permite a los pequeños productores ofrecer su producto

El mercado cooperativo se desarrolló para coordinar ordenadamente el comercio de *Cherax* cultivados por productores registrados en todo el sur de Australia (PIRSA, 2003a y b).

Tabla 7. Producción (toneladas) de las tres principales especies de *Cherax* producidas durante el periodo 1995-2001 en Australia (Love y Langenkamp, 2003)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
<i>Cherax quadricarinatus</i>	55.0	64.0	61.8	78.3	71.2	86.8	75.1
<i>Cherax destructor</i>	173	186	304	246	284	276	173
<i>Cherax tenuimanus</i>	25	52	48	49	54	60	58

CÓDIGO DE BUENAS PRÁCTICAS

Los códigos de buenas prácticas permiten el desarrollo de cultivos económicamente viables, sustentables y ambientalmente amigables. En el caso del cultivo de *Cherax*, al tratarse de organismos exóticos y potencialmente invasivos, los códigos de buenas prácticas cobran vital importancia debido a que en ellos se establecen normas de cultivo con el fin de impedir la liberación accidental de estos organismos en el ambiente y, en el caso de que la industria los adopte, se formará una autoregulación que reducirá la intervención y el monitoreo de las agencias gubernamentales.

El código de buenas prácticas para el cultivo de *Cherax* en el sur de Australia (AFCGA-SA *et al.*, 1997) contiene los siguientes puntos sobre la bioseguridad en los cultivos:

1. SELECCIÓN DEL SITIO Y CONSTRUCCIÓN DE ESTANQUES

- 1.1 El sitio y las especificaciones de construcción deberán cumplir con los requerimientos de uso de suelo y la reglamentación local.
- 1.2 Los estanques deberán contar con una buena estructura y construirse de tal forma que no presenten un riesgo para las actividades que se realicen aguas abajo.
- 1.3 Los estanques deberán incorporar sistemas de control de inundaciones de tal forma que soporten eventos de lluvia extrema, sin que se escapen organismos.
- 1.4 Los estanques conectados con cuerpos de agua naturales deberán estar adecuadamente sellados.
- 1.5 Los estanques deberán contar con un mantenimiento regular para evitar el agrietamiento o colapso de las paredes del estanque debido a las madrigueras excavadas por los organismos.
- 1.6 Los productores deberán instalar y mantener sistemas de seguridad adecuados para evitar el escape o liberación accidental de los organismos.
- 1.7 Se deberá identificar y considerar todo los usos que se le dé al agua corriente abajo, así como los desarrollos vecinos.

2. USO Y DESCARGA DEL AGUA

- 2.1 El agua que sea descargada directamente de los estanques de producción hacia un cuerpo de agua natural deberá ser filtrada previamente para asegurar que no se liberen organismos accidentalmente.
- 2.2 Se deberá registrar las fechas y los detalles de todos los eventos de descarga de agua que se realicen.

3. RIESGO DE ESCAPE, DISPERSIÓN DE ENFERMEDADES Y COLONIZACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS

- 3.1 Los productores deberán cumplir con el reglamento local que establece que se debe evitar cualquier escape de organismos exóticos de las granjas de producción.
- 3.2 Si se detecta o se sospecha de cualquier enfermedad, se debe notificar inmediatamente a la agencia correspondiente.

ESCAPES DE INSTALACIONES ACUÍCOLAS

La probabilidad de escape de las instalaciones acuícolas generalmente está en función del valor del producto, más que de leyes y prohibiciones. En las operaciones de acuicultura intensiva se procura contar con medios relativamente eficaces, que pueden ser de alto costo, para evitar el escape de los organismos. En muchos casos los organismos utilizados en este tipo de sistemas tienen un alto valor en el mercado y suelen ser exóticos, por ejemplo la trucha arcoíris. En contraste, en la acuicultura extensiva, o de subsistencia, generalmente existen pocos medios para evitar el escape ya que normalmente se depende de organismos nativos como alimento para el cultivo, por ejemplo la tenguayaca (Arthington y Blühdorn, 1998). Lamentablemente, ha sido práctica común la autorización de este último tipo de acuicultura para especies exóticas como los acociles dulceacuícolas. Por otra parte, se ha informado que las especies del género *Cherax*, particularmente *C. quadricarinatus*, son muy propensas a escapar y se consideran difíciles de mantener en cautiverio (Jones *et al.*, 2000). Los índices de condición permiten conocer si las langostas se han escapado recientemente o si ya llevan algún tiempo en el ambiente (Fotedar y Whisson, 2001).

Los escapes de instalaciones acuícolas son frecuentes y han ocurrido en varios lugares del mundo, comenzando por Australia (Lynas *et al.*, 2004; 2007a y b), de donde se han escapado ejemplares de *C. quadricarinatus* en cultivo para luego establecerse en el lago Kununurra. También se escaparon de otras granjas adyacentes al río Dunham, tributario del río Ord, que escurre al mismo lago. Cabe hacer notar que estas operaciones se realizaron con el aval del Departamento de Pesca de Australia. Por otra parte, los yabbies (*C. destructor*) se escaparon a principios de los noventa de una granja al norte de Perth y se establecieron en los arroyos subterráneos en Eneabba. En el 2000, se escaparon de una granja adyacente al río Southern, para después establecerse “de manera abundante” en Sitton Creek.

En el caso de México, Arredondo (2004) señala que, debido a la falta de cuidado de los productores, la especie *C. quadricarinatus* se ha escapado y ha pasado a ser parte de la fauna carcinológica de varios ríos, entre ellos los ríos Amacuzac y Balsas.

SEGURIDAD ALIMENTARIA

Se ha demostrado, al menos en una especie (*C. tenuimanus*), la propensión a acumular cadmio, particularmente en temporada de lluvias cuando se presentan escorrentías agrícolas cercanas a la zona de cultivo (Bennet-Chambers y Knott, 2002). Mientras que Romero y Jiménez (2002) informaron sobre la ocurrencia de hierro y otros metales en *C. quadricarinatus* en Ecuador, Edgerton *et al.* (1994) describieron la presencia de metales en la misma especie en Australia.

MEDIDAS DE BIOSEGURIDAD

Factores como la ausencia de medidas de bioseguridad, la amplia tolerancia a diversos parámetros físicoquímicos por parte de estas especies, su extraordinario metabolismo, que les permite subsistir, e incluso crecer rápidamente, a partir de una dieta variada, incluyendo detritus, han propiciado la no solo supervivencia después del escape, sino también la colonización y dispersión de estas especies en varios lugares. Debido a lo anterior, y ante la probable aprobación de una instalación acuícola con individuos de este género, se debe tomar medidas precautorias para asegurar que no se escapen e introduzcan directamente en el medio natural. Dentro de las diferentes medidas destacan:

El otorgamiento de una licencia condicionada a:

1. La capacitación del personal
2. Un plan HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) para evitar el escape, y un Análisis de Riesgo para prevenir la dispersión de enfermedades dentro y fuera de la granja. Aquí se deberá tener en cuenta la certificación sanitaria y el origen de los reproductores o larvas, así como medidas cuarentenarias. Se deberá preservar siempre un lote de organismos de la población original bajo estricto control. Una parte de este lote deberá estar expuesto a situaciones estresantes bajo un esquema experimental, con la finalidad de que las enfermedades que pudieran manifestarse, lo hagan antes de

presentarse en la población de cultivo.

3. Contar con la infraestructura adecuada; mejor aún si se usan sistemas cerrados de recirculación. De no ser así, se deberán tomar precauciones como: no establecer los cultivos en zonas susceptibles a inundaciones, hacer inspecciones continuas, establecer muros perimetrales suficientemente altos y de preferencia con protección superficial, es decir, mallas.
4. Certificar que se trata de poblaciones monosexuales y por ningún motivo permitir el cultivo de animales de diferentes sexos, aun cuando se trate de especies diferentes, debido a probabilidad de entrecruzamiento.
5. Presentar una certificación sanitaria anual, indicando que el cultivo estuvo libre de patógenos y parásitos durante el periodo.
6. Presentar un plan de negocios que exponga claramente la manera en que se transportarán y procesarán los organismos, incluyendo la seguridad en estas etapas para evitar los escapes y explicando cómo se hará el procesamiento de desechos. Asimismo, se deberán indicar los canales de comercialización.
7. Contar con un plan de contingencia, que incluya medidas de control apropiadas.
8. Contar con una cuenta bancaria para el manejo de los fondos para la operación, para que, en caso de bancarrota o fallas mayores en la operación, el gobierno pueda disponer de fondos para eliminar a todos los animales.

El número de licencias deberá ser restringido para reducir el riesgo de impactos ecológicos potenciales. Estas licencias solo autorizarían el cultivo, pero no la reproducción de los individuos.

Si alguna persona o institución deseara reproducir langostas australianas, además de los requisitos anteriores, deberá contar con un permiso especial, condicionado a:

- a) Llevar y aprobar un curso de bioseguridad en acuicultura.

- b) Finalizado el entrenamiento, mostrar evidencias de que el sitio se encuentra en una zona no inundable, de que la instalación está protegida contra la extracción no autorizada (robo) o cualquier otro tipo de traslocación indebida. Se propone que el sitio esté a prueba de depredadores (aves, felinos, roedores, etc.) y de escapes. El requisito mínimo es una barrera de material durable de, al menos, un metro de altura (la mitad puede ser de malla de material durable) y redes contra protección de aves. Pueden ser mallas cuyos orificios no excedan los 100 mm.
- c) Mostrar evidencia sobre la manera en que los técnicos que operarán la granja producirán las poblaciones monosexuales, así como de su experiencia en el manejo sexado de los juveniles.
- d) Ubicar la granja considerando la cercanía de áreas naturales protegidas o la presencia, en ambientes cercanos, de especies sensibles (particularmente crustáceos) a nivel de cuenca.

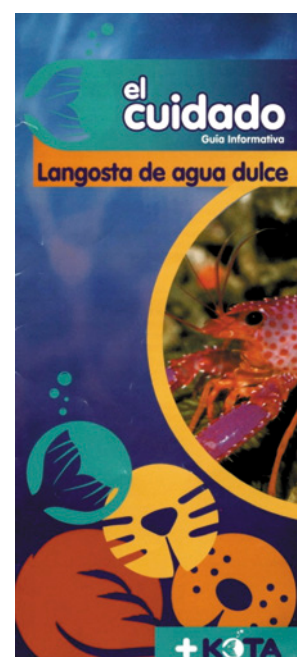
ORNATO

Los *Cherax* de diferentes especies se comercializan comúnmente por medio del acuarismo. Esto sucede en diversas partes del mundo, incluyendo su lugar de origen (Lynas *et al.*, 2004). En Australia se comercializan en la industria del acuarismo el yabby *C. destructor*, el marron *C. tenuimanus* y otras variedades (ej.: Electric Blue Marron, North Queensland Blue Redclaw, Blue Claw Yabby, Black Yabby) de origen silvestre y cultivados (O'Sullivan *et al.*, 2007).

En Filipinas, las tiendas de mascotas comercializan a la langosta de uña roja como la “langosta de la fortuna” (FAO, 2006a). *C. quadricarinatus* en el Reino Unido se vende entre £4.00 y £12.00 por animal, el precio depende de la talla y la coloración. Estos precios y la gran afición de los británicos explican que se introduzcan ilegalmente varias especies de acociles (Clarke, 2007a y b).

No en todos los países se ha permitido la importación de las especies del género *Cherax* para ornato. En un análisis de riesgo llevado a cabo para 108 especies de invertebrados acuáticos destinados a los acuarios de Taiwán, se clasificó a *C. destructor* como una especie invasora al considerar el número de individuos importados, la similitud climática entre su región nativa y la de Taiwán, su alta plasticidad ecológica, así como por otros registros en donde previamente se le había considerado como especie invasora (Lin *et al.*, 2006). Estos autores sugieren la necesidad de manejar la especie disminuyendo las importaciones o limitando su comercialización bajo un programa de educación ambiental.

En México, a partir de la actualización de 2004 de la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2004) y de la última (DOF, 2006), se le confiere un uso en el acuarismo. Actualmente, los grandes mayoristas los venden en las principales ciudades del país y es común encontrarlos en las tiendas de mascotas, donde incluso se proveen pequeñas guías sobre su cuidado.



Guía para el cuidado de *C. quadricarinatus*, ofrecida en una tienda de mascotas en Monterrey, N.L., México

ENFERMEDADES

Los patógenos y parásitos, así como las enfermedades que causan, han despertado un interés creciente en la conservación de los recursos bióticos (Lafferty y Gerber, 2002). Se ha considerado que la introducción de patógenos y parásitos exóticos puede llegar a tener consecuencias más severas para las especies nativas (Edger-ton y Jussila, 2004) que las causadas por patógenos y parásitos nativos. La razón radica en los extensos periodos de coevolución, los cuales conducen a relaciones huésped-parásito relativamente estables, debido a una mejor función inmunoló-gica en el huésped y a que la virulencia del patógeno o parásito se atenúa, lo que no sucede en el caso de las especies exóticas de parásitos y patógenos.

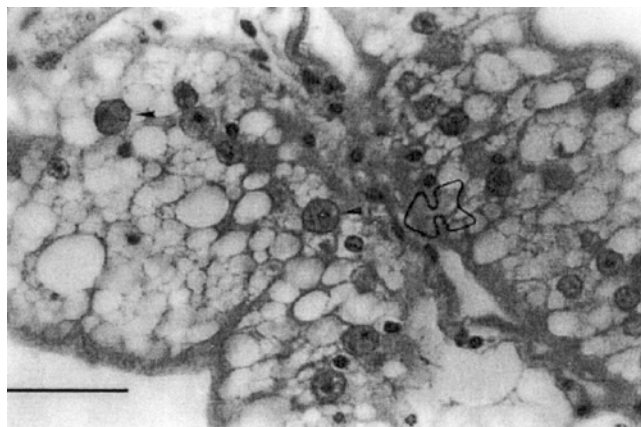
En el caso de los invertebrados introducidos, se ha sugerido que es de suma importancia determinar la presencia e identidad de patógenos potenciales que puedan afectar a las especies locales (Romero y Jiménez, 2002). Sin embargo, de acuerdo con la AQIS (1999), en Australia hay muy pocos laboratorios de investi-gación y diagnóstico de enfermedades de acociles. Los estudios se han realizado principalmente en poblaciones cultivadas y exclusivamente para la expedición de certificados sanitarios antes de la exportación o traslocación de organismos. En el mismo sentido, Huner (1994) menciona que existe poca información acerca de las enfermedades que afectan a las langostas de agua dulce australianas. La mayor parte de los estudios se ha realizado con especies afectadas que habitan regiones de los territorios del norte de Australia. La langosta de uña roja es probablemente una de las más susceptibles a las enfermedades que afectan a las langostas nativas. Contrariamente, al parecer, no existen enfermedades graves en las poblaciones naturales ni cultivadas de *C. tenuimanus*.

VIRUS

Los virus más importantes pertenecen a la familia de los IBV (intranuclear ba-cilliform virus), que son morfológicamente semejantes a los baculovirus de los camarones Peneidos. Al parecer, se han ubicado otros dentro de diferentes fami-lias. Estos baculovirus no han producido hasta ahora problemas en los cultivos australianos, pero es importante señalar que las densidades que se manejan son relativamente bajas (cultivos semintensivos) (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2007).

CqBV (*Cherax quadricarinatus* Bacilliform virus)

Se ha informado la prevalencia del CqBV en diferentes países del continente americano (Ecuador, Estados Unidos) después de la introducción de *C. quadricarinatus* a esas localidades, cuyos reproductores fueron importados directamente de Australia (Groff *et al.*, 1993; Jiménez y Romero, 1998; Hauck *et al.*, 2001; Romero y Jiménez, 2002). Después de analizar 536 individuos de 27 granjas, los últimos autores encontraron CqBV en dos de cada tres granjas (66%) en 1995 y en 10 de cada 11 (91%) en 1996; en 1997 la alta persistencia continuó en 17 de 23 (74%). La venta de juveniles procedentes de las granjas infectadas dispersó el CqBV en Ecuador (Romero y Jiménez, *op. cit.*). Edgerton y Owens (1999) informaron que el CqBV también se dispersó por comercializar *C. quadricarinatus* en el norte de Queensland, en Australia. Sin embargo, a pesar de no ser benigno, su prevalencia indicó que tampoco era altamente patogénico. No obstante, los individuos severamente infectados con CqBV se muestran letárgicos, tienen una respuesta de batimiento de cola disminuida o ausente y son incapaces de enderezarse cuando se les coloca sobre sus espaldas (Edgerton *et al.*, 2002). En ocasiones, no presentan signos externos de la enfermedad (Romero, 1998).



Hepatopáncreas de un individuo de *C. quadricarinatus* con células infectadas por CqBV. Tomado de Romero y Jiménez, 2002

CdBV (*Cherax destructor* Bacilliform virus)

De acuerdo con Edgerton (1996), estos virus son muy similares en estructura a los de *C. quadricarinatus* (CqBV) y difieren solamente en la forma en que desarrollan la cápside.

TSV (Taura Syndrome Virus)

El síndrome de Taura es una enfermedad viral que se ha presentado principalmente en los camarones peneidos, en particular en *Litopenaeus vannamei*, en todo el mundo. Esta enfermedad, documentada por primera vez en Ecuador, donde causó muertes masivas de camarones cultivados, ha hecho estragos en varios países del continente americano, incluido México (Zarain-Herzberg y Ascencio-Valle, 2001) y de manera más reciente en Asia (Wyban, 2004). El departamento de bioseguridad del gobierno australiano (Biosecurity Australia Policy Memorandum, 2006), en su interés por saber si sus principales crustáceos decápodos nativos corrían el riesgo de infectarse con este virus, comisionó al laboratorio de patología acuícola de la Universidad de Arizona investigar la susceptibilidad de cinco crustáceos: *Fenneropenaeus*, *Penaeus monodon*, *C. quadricarinatus*, *C. tenuimanus* y *Macrobrachium rosenbergii*, a la exposición de cepas virulentas de Tailandia y Belice. No se detectaron signos clínicos en ninguna de las especies, aunque se encontraron los ácidos nucleicos de los virus en todos los organismos. El *L. vannamei* control murió.

CqHRV (*Cherax quadricarinatus* hepatopancreatic reo-like virus)

La presencia de este virus se detectó inicialmente como una baja resistencia al estrés por manejo en individuos de *C. quadricarinatus* cultivados en granjas en Queensland, Australia. La presencia del reo-virus en el hepatopáncreas y de un parvovirus en las branquias fue asociada con mortalidades importantes (Edgerton *et al.*, 2000).

CdSPV (*Cherax destructor* systemic parvo-like virus)

Este virus se describió en animales moribundos de una granja del sur de Australia (Bowater *et al.*, 2002). Se caracterizó al encontrar inclusiones sistémicas de Cowdry tipo A, principalmente en las branquias, asociadas a necrosis multifocal de este tejido. Actualmente no se conoce la prevalencia ni los impactos de este virus en las poblaciones en cultivo de *C. destructor* (Edgerton *et al.*, 1997).

CqSMV (*Cherax quadricarinatus* spawner-isolated mortality virus)

Las manifestaciones de la virosis mortal de los progenitores comenzaron cuando se informó una baja tolerancia al estrés por el manejo de los individuos, seguida de la muerte de un tercio de la población cultivada el día en que se manifestó la patología y la muerte de otro tercio al día siguiente (Owens y McElnea, 2000). De manera interesante, este virus originalmente infectaba a camarones peneidos, pero, como lo habían previsto Owens y Edgerton (1997), los virus de los camarones infectarían a los acociles. Actualmente, la virosis mortal de los progenitores se registra en poblaciones sanas, cultivadas y naturales, de *Penaeus monodon* y de *C. quadricarinatus*, en Australia, y ha sido detectada en poblaciones cultivadas de *P. monodon* en Filipinas. El comercio internacional de estas dos especies susceptibles está bien establecido y se considera que existe riesgo de introducción y dispersión de la enfermedad por dicho comercio (OIE, 2004). Esta enfermedad fue informada oficialmente en Australia, principal lugar de exportación de las especies del género *Cherax* (Australian Government, 2006).

La enfermedad se transmite horizontalmente por el agua y por canibalismo de organismos infectados. Las heces con virus son otra causa probable de la enfermedad. La infección se ha registrado frecuentemente en langostinos de 12 a 15 g, pero puede presentarse en cualquier etapa. Una fuente importante del virus son los juveniles portadores

sanos que adquirieron el virus de los reproductores. A pesar de que no se ha demostrado la transmisión vertical, el virus se ha encontrado en las gónadas de hembras y machos (Australian Government, 2006).

PmergDNV (*Penaeus merguensis* densovirus)

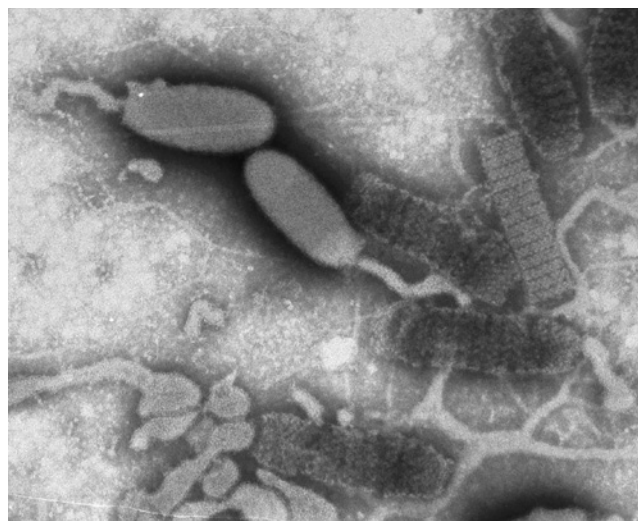
Como en el caso anterior, el densovirus de *Penaeus merguensis* infectó a juveniles de *C. quadricarinatus*; hubo muertes desde el día de la infección y durante los siguientes 30 días, por lo que se puede considerar que *C. quadricarinatus* es un portador potencial de corto plazo (30 días) (LaFauce y Owens, 2007).

Cherax giardiavirus-like

Se trata de un virus de RNA de doble cadena, cuya patología se ha asociado con muerte por infección en *C. quadricarinatus*. El virus es morfológica y genéticamente similar al *Giardia lamblia*; de ahí su nombre (Edgerton *et al.*, 1994).

WSSV

Virus del síndrome de la Mancha Blanca (*White spot syndrome virus*). Este virus, descrito por primera vez en el este de Asia en 1992, se ha dispersado rápidamente al sureste asiático y América Latina y



Virus de la mancha blanca. Tomado de Lightner, 2003

ha causado grandes daños económicos. El WSSV es miembro del género *Whispovirus*, perteneciente a una nueva familia de virus llamado *Nimaviridae* (Vlak *et al.*, 2002). El WSSV infecta los hemocitos y otros tejidos de origen mesodérmico y ectodérmico, especialmente la epidermis cuticular. El núcleo infectado por WSSV se observa hipertrófico, con cromatina marginada y contiene inclusiones levemente eosinofílicas a fuertemente basofílicas. Los signos clínicos incluyen decoloración y reblandecimiento del exoesqueleto, principalmente del caparazón y ocasionalmente de los quelípedos. Se desarrollan pequeños puntos blancos en la superficie interior de la cutícula del caparazón y apéndices de los individuos infectados, los cuales se muestran letárgicos (Edgerton *et al.*, 2002). El virus de la mancha blanca está considerado como uno de los virus más peligrosos para los crustáceos debido a su patogenicidad y falta de especificidad (Lightner, 1996). Este virus ha infectado a prácticamente todos los decápodos expuestos de manera intencional o accidental (Edgerton, 2002). En el año 2000, se publicaron los primeros resultados de infecciones experimentales de este virus en *C. quadricarinatus*, en China (Shi *et al.*, 2000), en los que se manifestó que 82 a 100% de los individuos murieron desde el segundo día de la inyección del virus. El WSSV está enlistado como enfermedad notificable por la OIE (OIE, 2001). Cabe mencionar que la detección del WSSV en el caso de *Cherax* ha presentado problemas, ya que se informó que con el protocolo de la OIE se obtenían falsos positivos (Claydon *et al.*, 2004).

Por otra parte, se registró alta mortalidad al inyectar experimentalmente a individuos de *C. destructor* y más de 50% de los organismos experimentales murieron al ser infectados por vía oral y sometidos a estrés. No obstante, aquellos animales que no fueron sometidos a estrés no murieron. Esto sugiere que cuando los individuos del género *Cherax* son expuestos a las vías naturales de infección en condiciones de cultivo resultan menos susceptibles que los camarones peneidos (Department

of Agriculture, Fisheries and Forestry, 2005a). En el mismo sentido, Lightner (citado por Edgerton, 2004) menciona que *C. quadricarinatus* es susceptible a la infección, pero no manifiesta signos de la enfermedad. Esto fue confirmado posteriormente por Unzueta Bustamante *et al.* (2004), quienes, después de infectar experimentalmente a *L. vannamei* y *C. quadricarinatus*, observaron una supervivencia de 50% en los individuos de *L. vannamei*, mientras que *C. quadricarinatus* mostró 85% de supervivencia.

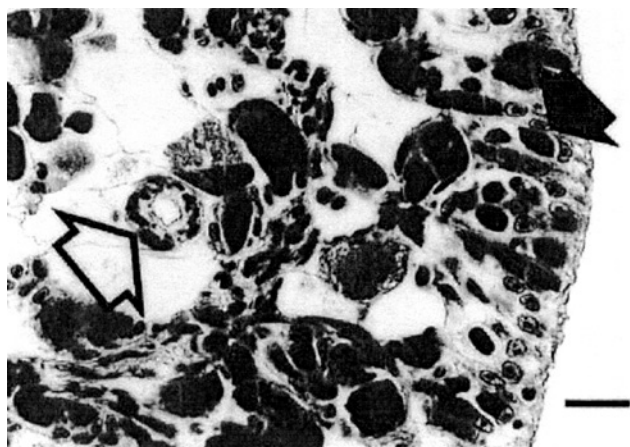
Otros virus

Tanto en Norteamérica como en Australia se ha informado sobre la infección de un baculovirus no oclusivo (sin evidencia de cuerpos de oclusión) en *C. quadricarinatus* (Groff *et al.*, 1993).

RICKETTSIAS

Con base en el tropismo tisular, se describen dos tipos diferentes de bacterias intracelulares, usualmente referidas como organismos similares a rickettsia (OSR, *rickettsia-like organism*, RLO), que infectan a los crustáceos decápodos. Un tipo infecta la mayoría de los órganos, mientras el otro presenta un tropismo por el tejido hepatopancreático (Holdich, 2002). Jiménez y Romero (1998) informaron sobre un organismo tipo rickettsia (RLO) en *C. quadricarinatus* en Ecuador, estructuralmente similar a los descritos en Australia (Ketterer *et al.*, 1992; Edgerton *et al.*, 1995). La posición taxonómica de este organismo se estableció en el 2000 y se le denominó *Coxiella Cheraxi sp.nov* (Tan y Owens, 2000) y a la enfermedad se le denominó Rickettsiosis Sistémica de los Acociles. Romero y Jiménez (2002) encontraron en Ecuador rickettsias en dos de cada tres (66%) granjas en 1995, en siete de cada once (64%) en 1996 y en trece de cada 23 (56%) en 1997. La infección sistémica se caracterizó por un número inusual de individuos débiles, moribundos y muertos al momento de la cosecha (Romero y Jiménez, op. cit.). Los elevados niveles de infección (niveles 3 o 4) prevalecieron

en el tiempo. Esta infección provocó altas mortalidades y se encontraron casos de infecciones mixtas de rickettsias y CqBV. Se atribuye a las infecciones por rickettsias más de 60% de las muertes en Ecuador; también en Australia se han asociado a elevadas mortalidades (Ketterer *et al.*, 1992). Las RLO se localizan en células del hepatopáncreas y tejido conectivo en animales moribundos. Al morir, los animales se tornan color rojo con los ojos necrotizados y el hepatopáncreas líquido. Infecciones experimentales han mostrado mortalidades del 100% en 24 horas, mientras que infecciones por medio del alimento o el agua revelaron mortalidades del 30% en cuatro semanas (Hill, 2004). No existe tratamiento para la enfermedad y, aparentemente, la mala calidad del agua predispone a los langostinos a la invasión de epibiontes, que contribuyen a la severidad de la enfermedad (Bower, 2006). Preocupa, además, que no existen datos sobre los huéspedes potenciales de las rickettsias y que han afectado a *C. quadricarinatus* en condiciones de cultivo. La Unión Europea clasificó esta enfermedad como peligrosa después de un análisis de riesgo, particularmente por el potencial de entrada mediante organismos vivos en el continente, especialmente en el Reino Unido, donde está autorizado comercializar *C. quadricarinatus* con fines de ornato (PANDA, 2004).



Epitelio cuticular y tejido conectivo esponjoso infectados por rickettsias. Tomado de Romero y Jiménez, 2002

BACTERIAS

De acuerdo con Jones y Lawrence (2001), las bacterias más frecuentes en el género *Cherax* son las siguientes: *Corynebacterium* sp., *Micrococcus* sp., *Kurthia* sp., *Staphylococcus* spp., *Aeromonas* sp., *Aeromonas hydrophila*, *Aeromonas sobria*, *Aeromonas veroni*, *Actinobacter calcoaceticus* var. Iwoffi, *Alcaligenes* sp., *Citrobacter freundii*, *Plesiomonas shigelloides*, *Proteus* sp., *Pseudomonas* sp., *Shewanella putrefaciens*, *Vibrio* sp., *Vibrio anguillarum*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio mimicus*, *Flavobacterium* sp., *Hafnia alvei*, *Bacillus* sp., *Escherichia coli* y *Vibrio mimicum*.

Aquellas que atacan comúnmente a todos los organismos acuáticos son las *Aeromonas* y *Pseudomonas*, así como la posible aparición, por falta de higiene, de la bacteria del cólera (*Vibrio cholerae*). Las bacterias del género *Aeromonas* (especialmente *A. hydrophila*) fueron identificadas frecuentemente en las infecciones producidas en los ojos de los ejemplares analizados (lesiones de color marrón oscuro a anaranjado), así como en su hemolinfa. En general, las bacterias que son comunes en los cultivos de organismos acuáticos producen necrosis en la dermis de los crustáceos (Augsburger, 2002; SAGPyA, 2004 a y b y 2007). Se han reportado *Pseudomonas* spp., particularmente en los yabbies (FMP-160, 2002).

Se han registrado mortalidades masivas de *C. quadricarinatus* en cultivo asociadas con infecciones sistémicas por *Vibrio mimicum*. Al parecer este vibrio es un patógeno oportunista que se presenta cuando existen condiciones estresantes en el cultivo, provocadas por la calidad del agua o por la densidad excesiva. El consumo de estos crustáceos crudos o mal cocinados provocaría enfermedades gastrointestinales en el hombre (Eaves y Ketterer, 1994).

Cianobacterias

A *C. quadricarinatus* se le detectó una cianotoxina de naturaleza alcaloide sumamente tóxica (cylindrospermopsina), proveniente de la cianobacteria

munes en los cultivos de acociles y han causado problemas en varios crustáceos europeos cultivados en condiciones intensivas, al presentarse bajos niveles de oxígeno disuelto o agua ligeramente ácida y altos niveles de sólidos suspendidos. Todo lo anterior representa condiciones estresantes que predisponen a los huevos sanos y también a las larvas recién nacidas al desarrollo de infecciones. A temperaturas de cultivo de 25 a 27 °C, las larvas atacadas por *Saprolegnia* suelen morir dentro de las 48 horas posteriores al ataque. Los hongos atacan también a los ejemplares adultos, formando manchas blancas sobre los segmentos abdominales o entre las articulaciones de las patas. También producen necrosis en la musculatura, y las infecciones avanzadas redundan en efectos secundarios y en la parálisis o muerte de los animales (SAGPyA, 2004a).

Fusarium sp.

Las infecciones por *Fusarium* suelen ser serias ya que afectan el exoesqueleto y la dermis de los individuos y les ocasiona problemas para mudar. Algunas especies de *Fusarium* pueden infectar al hombre.

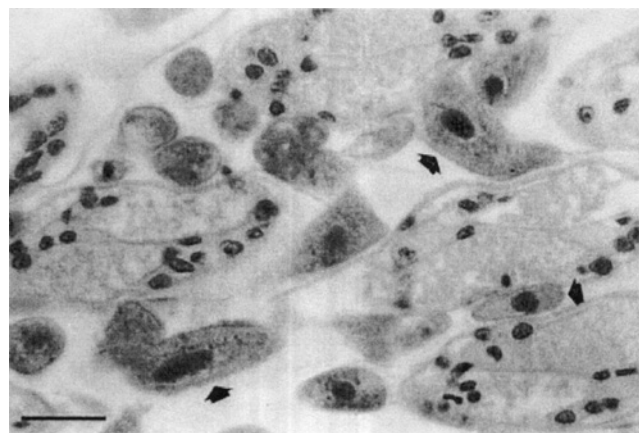
Psorospermium sp.

Se ha encontrado infectando las branquias, tejido conectivo y neural, y ocasionalmente la membrana de los ovocitos y las células musculares cardíacas y esqueléticas. Aunque la patogenicidad no está clara, se ha asociado con mortalidades importantes en los cultivos (Bangyeekhun *et al.*, 2001). Su taxonomía no es clara tampoco, ya que se ha clasificado como alga, pero también como hongo; a menudo causa confusión en el diagnóstico clínico de los humanos porque las personas que llegan a comer algún acocil infectado presentan individuos con apariencia de huevos de *Shistosoma* o de *Trichurius trichiura* (Bouckennooghe, 2001). Esta enfermedad está considerada como notificable en Australia.

EPIBIONTES

Los protozoarios se sitúan en mayor proporción sobre el cefalotórax del organismo. Es difícil que los organismos mueran por infestación de protozoarios externos, a menos que el medio ambiente del cultivo esté totalmente empobrecido y facilite su reproducción e invasión. La mayoría de los protozoarios que producen problemas patogénicos (*Epistylis*, *Vorticella*, *Lagenophrys* y *Psorospermium*) actúan como organismos de infección secundaria una vez que se han producido daños externos a los individuos (Augsburger, 2002; Jones y Lawrence 2002; SAGPyA, 2004a y 2007).

En granjas de Ecuador se encontraron ciliados del género *Trochilia*, en las branquias de individuos de *C. quadricarinatus*. Otros géneros encontrados en animales de estas granjas fueron *Acineta* y *Epistylis*; incluso se registraron infestaciones masivas. Dado que estos ciliados se hallaban en los mismos animales, se puede considerar que había un nivel excesivo de nutrientes y consecuentemente de algas o bacterias en los estanques (Romero Y Jiménez, 2002). Las infestaciones masivas de *Epistylis* en branquias y huevos de *C. quadricarinatus* se correlacionaron con mortalidades importantes (Romero y Jiménez, 1997 y 2002). *Epistylis* también ha sido encontrado en el marrón *C. tenuimanus* (Villareal y Hutchins, 1986).



Infestación de *Acineta* sp en el tejido branquial de un ejemplar de *C. quadricarinatus*. Tomado de Romero y Jiménez, 2002

También se han hallado muchos otros ciliados ectocomensales en individuos del género *Cherax*, entre ellos *Lagenophrys spp.*, *Pyxicola spp.*, *Vorticella sp.*, *Zoothamnium sp.*, *Cothurnia* (Horwitz, 1990). Es común que se localicen en el caparazón o en las branquias, y bajo condiciones normales no causan daño; pero, como en el caso de *Epistylis*, cuando hay infestaciones importantes, normalmente por una pobre calidad de agua, llegan a bloquear la superficie respiratoria y pueden provocar la muerte por hipoxia. Dado que los organismos terminan cubiertos, su valor de mercado decrece significativamente (Paynter, 1986 en Horwitz, 1990). *Vorticella* y *Cothurnia* están consideradas como notificables en Australia.

MICROSPORIDIOS

Los miembros del género *Thelohania* son microsporidios parásitos, responsables de la enfermedad de la porcelana (thelohaniasis), a la que también se le conoce como 'cola blanca'. Afecta a varias especies de crustáceos decápodos marinos y dulceacuícolas, incluyendo a los acociles de agua dulce (Sprague y Couch, 1971).

La infección por *Thelohania* causa la de los miofilamentos, la pérdida de la funcionalidad del músculo y la muerte del crustáceo. La presencia del parásito se puede reconocer fácilmente en las etapas avanzadas de la enfermedad ya que las fibras

musculares de la cola de los individuos infectados presentan una coloración blanquecina opaca (Alderman y Polglase, 1988). La ruta de transmisión más común del parásito es el que una langosta coma a otra infectada. No existen tratamientos disponibles para matar al parásito (DFWA, 2008), pero se puede manejar si las poblaciones en cultivo se analizan periódicamente y se remueven los animales muertos (Jones, 1990).

Para evitar la dispersión de esta enfermedad, en Australia se creó un sistema de zonificación (Figura 10), ya que la enfermedad se ha encontrado más frecuentemente en los yabbies y se trata de proteger a *C. tenuimanus* (hairy marron). Desafortunadamente, *Thelohania* se ha encontrado ya en varias granjas en el oeste de Australia. La enfermedad se ha dispersado ampliamente por la utilización de acociles de agua dulce (o sus partes) como carnada.



Epistylis sp. en la superficie de huevos de *Cherax quadricarinatus*. Tomado de Romero y Jiménez, 1997



Figura 10. Mapa de zonificación para evitar la dispersión de la *Thelohania*. Tomado de DFWA, 2008

Esta enfermedad está considerada como notificable en Australia. *Thelohania* se encuentra principalmente en poblaciones silvestres, de ahí la importancia de obtener solamente organismos de productores registrados (Augsburger, 2002; PIRSA 2003a y b; SAGPyA, 2007).

Igualmente, los microsporidios *Vavraia parastacida*, *Pleistophora spp.* y *Vairimorpha cheracis* causan microsporidiosis en diferentes especies de *Cherax* (Langdon, 1991; Johnny *et al.*, 2006).



Acocil normal (arriba) y acocil infectado (abajo) con *Theloania*. Tomado de DFWA, 2008

TREMÁTODOS

Los Temnocefálidos (platelmintos) se caracterizan por parasitar externamente a los organismos. Se asientan sobre los márgenes laterales del cefalotórax y en el rostro, en la base de las pinzas, superficie ventral, antenas, anténulas y base de las patas caminadoras. El género más común de estos parásitos es *Temnocephala*, aunque la salud de los *Cherax* no parece afectarse gravemente por este parásito. Se ha documentado que los yabbies se ven afectados por *Temnocephalus spp.* (FMP-160, 2002). Otros temnocefálidos comunes en *C. quadricarinatus* son los del género *Craspedella sp.* (Sewell y Whittington, 1995) y otros no identificados (Romero y Jiménez, 2002). Recientemente, se encontró un número importante de temnocefálidos de la especie *Diceratocephala boschmai* en

la superficie corporal y cámaras branquiales de *C. quadricarinatus*, en Uruguay (Volonterio, 2009). Este hallazgo es importante ya que es la primera vez que se informa sobre un temnocefálido introducido en el continente y, sobre todo, fuera de su área nativa (Australia y Nueva Guinea).

NEMÁTODOS

Los Nemátodos (parásitos internos) han sido observados sobre las branquias o dentro de los tejidos, encima del corazón y el cordón neural (Augsburger, 2002; PIRSA, 2003a y b; SAGPyA, 2004a y 2007). El más común, de acuerdo con Jones y Lawrence (2001), es *Gammarinema sp.*, que, según los mismos autores, presenta poco efecto sobre los acociles, aparte de reducir su valor en el mercado.

NECROSIS HEMATOPOYÉTICA EPIZOÓTICA

Es una enfermedad que afecta a una gran variedad de especies, principalmente salmónidos, ciprínidos y algunos crustáceos. *C. destructor* resultó hospedero potencial en ensayos experimentales (EFSA, 2008).

ENFERMEDADES PROVOCADAS POR PATÓGENOS DESCONOCIDOS

Existen enfermedades que afectan a los individuos del género *Cherax*, cuyos patógenos no han sido aún descritos. Una de ellas es la de los abultamientos o protuberancias en el telson de los *Cherax* (Horwitz, 1990). Igualmente, se sospecha que, debido a la importación de *Cherax* a China, se introdujo en este país un agente infeccioso que afecta a *P. monodon* y que provoca un retraso en su crecimiento (*Monodon slow growth agent*, MSGA) (Flegel, 2008).

El hecho de que *C. quadricarinatus* pueda ser transmisor de WSSV, CqSMV y PmergDNV, como portador sano en ocasiones, sumado a su resistencia al agua salobre, representa un enorme riesgo de infección para varias especies de crustáceos nativos, entre ellas los camarones peneidos, como ya se dijo anteriormente (Unzueta-Bustamante, 2004).

Considerando todas las enfermedades descritas y que pueden contraer las especies del género *Cherax*, se creó en Queensland, Australia, en 2002, un plan de emergencia para el control de enfermedades de *Cherax* (Enhancement of Emergency Disease Management Capability in the Queensland Department of Primary Industries and the Redclaw Crayfish *Cherax quadricarinatus* Industry) (Australian Government, 2008). Actualmente se requieren certificados sanitarios para ciertas enfermedades, que indiquen que los organismos se encuentran libres de enfermedades para poder moverlos de un estado a otro (Horwitz, 1990).

Desafortunadamente, en México, el Comité de Sanidad Acuícola de Tamaulipas declaró (*sic*): “Está demostrado hasta la fecha que el Red Claw no tiene ninguna enfermedad de importancia comercial, es decir, no hay enfermedades que causen mortalidades durante el cultivo o que afecte el crecimiento de la producción y a la vez los rendimientos económicos; contrario al camarón, pues en esta especie se ha demostrado que las enfermedades sí lo afectan comercialmente.” (Dr. Antonio Garza De Yta/CRM International. Responsable de la campaña Manejo integral contra patologías de *Cherax quadricarinatus*, 2004).

MÉTODOS DE CONTROL Y ELIMINACIÓN DE ENFERMEDADES

El plan australiano de emergencia veterinaria acuática (Australian Aquatic Veterinary Emergency Plan) propone la siguiente lista de estrategias de control y eliminación de enfermedades provocadas por poblaciones exóticas de acociles australianos establecidos en el medio natural (Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, 2005a).

INVESTIGACIONES EPIDEMIOLÓGICAS

La investigación es fundamental para el éxito de programas de erradicación y zonificación. Ante la sospecha de una enfermedad, la investigación científica permite determinar la dispersión real y potencial de la infección y decidir entonces la respuesta más adecuada y económicamente viable. Ya que las medidas propuestas en este plan han resultado eficaces, sería conveniente que se implementaran en México.

CUARENTENA Y MOVIMIENTOS DE CONTROL

Evitar el desplazamiento de los organismos infectados y los patógenos es clave en el momento de enfrentar una posible epidemia. Las granjas, los cuerpos de agua y ríos afectados se deben identificar y poner en cuarentena inmediatamente.

La cuarentena y las restricciones de desplazamiento que se deben implementar son las siguientes:

- El establecimiento de áreas específicas, que incluirían:
 - Un área infectada
 - Un área restringida, que rodea al área infectada
 - Un área de control, que funciona como una zona de amortiguamiento entre el área restringida y las áreas libres
- La restricción del desplazamiento de organismos vivos hacia dentro y hacia fuera de las áreas infectadas y restringidas
- La suspensión de pesca recreativa en el área declarada en cuarentena.
- La restricción del desplazamiento de personas, vehículos o equipo, dentro y entre las granjas, presas o sistemas ribereños en los que habiten organismos de este tipo.

ZONIFICACIÓN Y TRAZADO

La zonificación consiste en delinear regiones geográficas para disminuir la dispersión de enfermedades desde una zona infectada a una zona libre de infección. La delimitación de estas zonas se basa en la distribución de especies, características geográficas e hidrológicas, y predicciones de las formas más viables de dispersión de una enfermedad.

El trazado, en cambio, consiste en descubrir la forma y el patrón de dispersión de la enfermedad. Es crucial para definir y modificar las dimensiones del área restringida y requiere investigación para determinar:

- El lugar y la fuente de la infección inicial.
- La trayectoria del agua y los organismos infectados.
- El posible desplazamiento de vehículos, humanos, animales y equipo que puedan actuar como vectores de la enfermedad.
- La existencia y localización de otras áreas potencialmente infectadas.

VIGILANCIA

La vigilancia permitirá detectar oportunamente brotes de enfermedades y ejecutar con eficacia los programas de control y erradicación. Tres medidas de vigilancia pueden resultar apropiadas:

Un muestreo focalizado de organismos en diferentes sitios, utilizando pruebas de laboratorio para determinar su condición.

Observación del comportamiento de los organismos y la mortalidad en varios hábitats de la región, el estado o la nación.

La utilización de organismos centinelas (organismos libres de enfermedad mantenidos en una jaula dentro del cuerpo de agua presumiblemente infectado).

El retiro y la disposición inmediata de los organismos enfermos y muertos es esencial para el éxito de cualquier estrategia de respuesta (ver capítulo Control de poblaciones establecidas, para

conocer los posibles métodos de erradicación de estos organismos).

TRATAMIENTO DE PRODUCTOS Y SUBPRODUCTOS

Los organismos de un área infectada pueden ser adecuados para su consumo, pero deben ser procesados para destruir cualquier patógeno viable. Hervirlos por un minuto o congelarlos a -20°C durante 72 horas son medidas que nos aseguran que el producto ya no se encuentra infectado.

DISPOSICIÓN DE ORGANISMOS

Para la erradicación de una enfermedad es necesaria la disposición inmediata de organismos infectados, desechos y efluentes, así como del equipo que no pueda ser descontaminado, ya sea quemándolos o enterrándolos.

DESCONTAMINACIÓN

Se pueden utilizar varios métodos para descontaminar objetos como lanchas, botas, redes, lámparas, herramientas y contenedores:

- Desecación: aplicable principalmente en el caso de los hongos, que pueden ser eliminados secando los objetos durante 48 horas. Las superficies secas permiten prevenir enfermedades causadas por hongos de manera fácil y eficaz.
- Alta temperatura: 30°C durante 30 horas o 37°C durante 12 horas es suficiente para matar algunas zoosporas y micelios, pero temperaturas de 50°C son preferibles debido a que algunas cepas pueden llegar a sobrevivir.
- Desinfección química: varias sustancias químicas pueden llegar a eliminar exitosamente a los microorganismos patógenos. La más utilizada y asequible es el hipoclorito de sodio (fuente de cloro), pero los yodóforos, el peróxido de hidrógeno y el ácido peracético también se pueden utilizar.

ORGANISMOS CENTINELAS Y REPOBLACIÓN

La repoblación solo puede ocurrir una vez que el patógeno haya sido eliminado por completo del cuerpo de agua. Para asegurar esto, se deben colocar trampas para retirar organismos y verificar que no estén enfermos, además de utilizar organismos centinelas. Se sugiere que la repoblación no se lleve a cabo hasta después de tres meses de la eliminación del último organismo infectado. Sin embargo, los organismos centinelas deben seguir

en uso durante dos años para demostrar que el sitio está totalmente libre de patógenos.

CONCIENCIA PÚBLICA

Las campañas de publicidad son importantes para aumentar la conciencia sobre las enfermedades de este tipo y sobre los riesgos que la dispersión de las mismas conlleva. La información contribuirá a evitar la propagación de dichas enfermedades.

TRASLOCACIONES

La traslocación de acociles se ha llevado a cabo principalmente por motivos comerciales o recreativos, para su cultivo como fuente de alimento y de ingresos. Horwitz (1990) clasifica de la siguiente manera los motivos para traslocar acociles:

1. Interés científico
2. Investigación y exploración del potencial de la acuicultura
3. Abastecimiento de animales para los restaurantes
4. Provisión de animales para el acuarismo
5. Explotación a gran escala en granjas acuícolas
6. Introducción en cuerpos de agua, como presas, para propósitos recreativos y captura para consumo individual (uso local)

Para cada uno de estos objetivos, el proceso de traslocación implica la recolección, resguardo, transporte y establecimiento del stock traslocado. Existen varios ejemplos de traslocación de poblaciones del género *Cherax*. Las poblaciones de yabbies *C. destructor* Clark y *C. albidus* Clark, que tuvieron su área de distribución original en el centro y el sureste de Australia, respectivamente, fueron traslocadas a todos los estados y territorios. La primera especie fue introducida tanto en Australia occidental como en Tasmania, adonde se llevó para ser cultivada en presas. Desde su traslocación al oeste de Australia, la acuicultura de yabbies pasó de 1.5 toneladas en 1987 a 211 en 2000, con un costo estimado de 2.8 millones de dólares (Brasseur y Maguire, 2001, citado en Lynas *et al.*, 2004). Inicialmente, la traslocación se facilitó porque los granjeros los confundieron con koonacs (*C. prissi*); ése es un riesgo que se debe considerar, por la similitud de las especies en sus etapas juveniles. Por otra parte, *C. destructor* fue llevado a Estados Unidos para constituir pies de cría (Carstairs, 1975) y a Francia como alimento.

El marron *C. tenuimanus* Smith es endémico del suroeste de Australia y ha sido traslocado ampliamente hasta extender su área de distribución por todo el oeste de Australia (Morrissey, 1978), el sur de Australia, el sur de Queensland y en Nueva Gales del Sur (Austin, 1985; Villarreal y Hutchings, 1986; Morrissey, 1988), donde se les cultiva en presas. Los marrons fueron encontrados en un

parque nacional de la isla Kangaroo, en la costa sur de Australia, como resultado de introducciones ilegales. La especie se ha exportado a Nueva Zelanda, varios países europeos (Gran Bretaña, Suiza, Francia y Bélgica), así como a varios países de África, Asia y Norteamérica (Huner, 1987 en Horwitz, 1990).

El acocil de uña roja *C. quadricarinatus* von Martens tiene un área de distribución natural que incluye Nueva Guinea, los territorios del norte de Australia y el norte de Queensland (Austin, 1986), pero ha sido trasladado al sur de Queensland (Herbert, 1987) y Nueva Gales del Sur con fines de cultivo. Se ha exportado frecuentemente a varios países del mundo, tanto por el gobierno australiano como por compañías privadas. Todos estos movimientos, tanto en el interior de Australia como al extranjero, se han llevado a cabo con el consentimiento (permisos) de las autoridades de pesca australianas (Horwitz, 1990).

Los problemas potenciales resultantes de las traslocaciones de crustáceos dulceacuícolas incluyen: la introducción de enfermedades, la interacción competitiva entre las especies introducidas y las nativas, alteraciones del hábitat, daño genético por hibridación.

De acuerdo con Horwitz (1990), el estatus de las enfermedades de los acociles australianos se conoce muy poco, y esto incluye a los acociles culti-

vados. Este desconocimiento resulta sorprendente e incluso negligente, dado el rápido desarrollo de la acuicultura de estos crustáceos y las condiciones tan favorables que ofrecen los cultivos intensivos para brotes de enfermedades. Considerando el daño potencial que puede ocasionar un solo evento de traslocación, este mismo autor propone la implementación de programas de educación y la aplicación de leyes para:

- a) Evitar la liberación de acociles de ornato o de instalaciones de acuicultura.
- b) Continuar restringiendo la importación de acociles.
- c) Asegurar que las traslocaciones (intraestatales, interestatales y del extranjero) sean declaradas a las autoridades.
- d) Asegurar que todas las traslocaciones vayan acompañadas de certificados sanitarios, que se cumplan las medidas de cuarentena y que los estándares australianos se implementen y se revisen regularmente.
- e) Asegurar que las instancias que certifiquen el estatus de las enfermedades estén calificadas (demostrando su experiencia en patología de invertebrados) y que no tengan intereses en las industrias relacionadas con el comercio de los acociles.

CONTROL DE POBLACIONES ESTABLECIDAS

Una vez establecidas en un ecosistema acuático, la presencia de las especies exóticas es considerada como permanente y su erradicación es casi imposible (Horwitz, 1990; Lodge *et al.*, 1998). Sin embargo, debido al efecto nocivo de diferentes acociles exóticos sobre el ambiente, es necesario impulsar la investigación y el desarrollo de métodos de control o erradicación.

El problema fundamental en cualquier intento por erradicar una población es la dificultad para detectar que la población ha sido eliminada por completo. Para que una metodología de erradicación sea exitosa debe ser capaz de eliminar suficientes organismos para asegurar la extinción de la población, y esto último debe ser demostrable (Hyatt, 2004).

Holdich *et al.* (1999) proponen los siguientes criterios a considerar en cualquier programa de control o erradicación. El método:

- Debe ser seguro para el ambiente y causar el menor daño posible a la biota involucrada
- Debe tener buenas posibilidades de éxito
- Debe ser relativamente barato
- Debe involucrar el menor trabajo posible
- No debe causar daños al humano, como contaminar el agua, etc.
- Debe ser justificable para el público en general

Es poco probable que un solo método de control pueda resolver el problema. Para cualquier caso de erradicación se deben desarrollar múltiples aproximaciones, y cada población debe ser tratada por separado aplicando las técnicas más apropiadas en cada caso (Hyatt, 2004). A continuación se exponen los principales métodos de control de acociles exóticos utilizados hasta el momento.

MÉTODOS MECÁNICOS DE CONTROL

Extracción manual

Este método de control consiste en buscar acociles en un determinado cuerpo de agua y extraer todos los que sean encontrados. Pueden ser atrapados a mano o

utilizando redes (principalmente en áreas con vegetación y en aguas muy turbias). En ocasiones, incluso se puede excavar en las madrigueras para incrementar el número de organismos extraídos (Peay y Hiley, 2001). El método tiene la desventaja de que involucra mucho esfuerzo y trabajo, pero cuenta con la ventaja de que se pueden eliminar organismos de todos tamaños, lo que no es posible lograr con otros métodos, como el trampeo (Peay y Hiley, 2001).

En el Reino Unido se llevó a cabo un programa intensivo de extracción manual de langostinos que consistió en cinco campañas de cien días de trabajo realizados durante dos años y medio (dos muestreos por año). El programa condujo a una notable disminución de organismos en el medio natural, ya que el número de individuos capturados pasó de 2,227 en el primer muestreo a solo 1,009 organismos capturados durante el quinto muestreo (Peay y Hiley, 2001).

No obstante, al considerar los estudios realizados a la fecha, el método de extracción manual no resulta suficiente para erradicar o controlar una población establecida bajo cualquier nivel de esfuerzo. Siempre van a existir sitios donde la búsqueda no pueda ser efectiva y se dejen de observar organismos, principalmente los juveniles. Además, a la larga, este tipo de método puede llegar a causar serias alteraciones al hábitat y dañar el ambiente (Hyatt, 2004).

Trampeo

Se utilizan trampas diversas para capturar acociles con propósitos de cosecha, control de poblaciones e investigación. Estas trampas generalmente son trampas cilíndricas, chinchorros y buitrones (redes en forma de cono). Algunas diferencias entre las trampas radican en los materiales de construcción y el tamaño de malla, las dimensiones físicas, el número de entradas y la presencia o ausencia de



Red para atrapar acociles.

Foto: www.terrybullard.com/images/BuyerCrawfish2.jpg



Trampa para capturar *C. quadricarinatus* en la presa

Portes Gil, Tamaulipas. Foto: Gabino Rodríguez Almaraz

rodillos de apoyo, sostenedores de carnada y bandas de retención (Huner y Barr, 1991).

El trapeo, aunque es un método de control ambientalmente aceptable, no parece ser viable para erradicar poblaciones de acociles exóticos. Al parecer, la única forma de controlar poblaciones exóticas mediante trapeo es recolectando organismos continuamente, durante varios años. Sin embargo, es poco probable que este método pueda erradicar una población, a menos que se utilice en conjunto con algún otro método de control (Hyatt, 2004).

Algunos estudios han demostrado que, incluso con los trapeos intensivos, se logra capturar menos del 10% de la población activa. Esto se debe a que el trapeo, al remover una porción de la población adulta, contribuye a la reducción producto de la depredación (por canibalismo) entre individuos de la misma especie, pero favorece el crecimiento de los juveniles, por lo que la biomasa total de la población no se ve afectada (Hyatt, 2004).

El aspecto positivo del trapeo es que las trampas son relativamente baratas y que su diseño se puede mejorar para hacerlas más eficaces, especialmente en la captura de juveniles. Las trampas para acociles rara vez capturan otro tipo de organismos, aunque es posible que peces pequeños y algunos mamíferos puedan quedar atrapados (Hyatt, 2004).

Electropesca

La electropesca es considerada como un buen método para atrapar langostinos de todos tamaños, principalmente en lugares con vegetación densa y con aguas claras y poco profundas. Se recomienda utilizar equipo de corriente directa no pulsátil a diferencia de los equipos pulsátiles de batería utilizados para capturar peces. También es importante señalar que, debido a los hábitos nocturnos de algunas especies, es importante tener en cuenta la hora en que se realizan las capturas (Westman *et al.*, 1978; Huner, 1988; Laurent, 1988).

La electropesca resulta efectiva como método para cosechar acociles de los estanques, pero no para

controlarlos. Este método solo es efectivo para capturar pequeñas partes de la población, por lo que no es un método viable de control (Hyatt, 2004).

Pesca recreativa

Una opción interesante para el manejo de poblaciones exóticas de *Cherax* introducidas en el medio natural es impulsar la pesca recreativa de estos organismos. Recientemente se realizaron estudios para introducir de manera formal este tipo de pesca en el lago Kununurra, en Australia. Investigadores del Departamento de Pesca de este país identificaron que la trampa más eficiente para este tipo de pesca es un anillo metálico que no excede los 70 mm de diámetro, con lo que se evita la pesca accidental de otros organismos (Department of Fisheries, 2006).

MÉTODOS DE CONTROL BIOLÓGICO

Depredadores

Varios estudios indican que algunos peces pueden reducir las poblaciones de acociles de agua dulce, por lo que existe una relación inversamente proporcional entre la densidad de peces depredadores y estos crustáceos (Lodge y Hill, 1994; Holdich *et al.*, 1999). Por ejemplo, Svärdson (1972) encontró que los acociles eran menos abundantes en los lagos de Suecia que contenían poblaciones abundantes de anguilas, y viceversa. No obstante, se ha informado que los subadultos de *C. quadricarinatus*, en particular, son depredados por *Anguilla reinhardtii*, pero no los adultos, por lo que las anguilas no podrían evitar el establecimiento de la langosta de uña roja (Cook *et al.*, 2001).

En el caso de los marrons, se ha informado que grandes insectos (hemípteros y ninfas de anisópteros) son capaces de depredar a los juveniles de *C. tenuimanus* (Mills *et al.*, 1994). Por otra parte, los peces de la familia Ariidae (Doupé *et al.*, 2004) y peces carnívoros como la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), trucha café (*Salmo trutta*), los robalos (*Micropterus dolomieu*), las lobinas de roca (*Ambloplites rupestris*) y la perca de aleta roja

(*Perca fluviatilis*) son eficaces depredadores de *C. tenuimanus* (Whisson y Fotedar, 2001). Otros depredadores son aves, como los cormoranes (familia Phalacrocoracidae) y dardos (familia Anhingidae); la rata de agua australiana (*Hydromys chrysogaster*) es otro importante depredador de marrons. En el mismo sentido, varios peces, entre ellos la perca dorada (*Macquaria ambigua*) y el bagre (*Tandanus tandanus*), son depredadores de los yabbies (Mills *et al.*, 1994). También se sabe que algunas aves y los mapaches los depredan (FMP-160, 2002).

A la fecha, no se ha intentado con seriedad controlar poblaciones exóticas de acociles de agua dulce utilizando peces depredadores, principalmente por el impacto que pudieran tener éstos en el resto de los organismos silvestres, especialmente una vez que hubieran consumido todos los acociles. A pesar de la fuerte oposición hacia este método, se ha propuesto utilizar poblaciones monosexuales de peces depredadores (Hyatt, 2004).

Se ha sugerido introducir isópodos parásitos del género *Bopyrus* sp. como una medida de control para los crustáceos invasores (Mendoza, 2004).

Enfermedades

Como se mencionó anteriormente, los acociles australianos sufren de un gran número de enfermedades. Sin embargo, son escasos los estudios realizados con el fin de utilizarlas para controlar poblaciones exóticas en el medio natural.

Se ha comprobado que la infección causada por el hongo oomiceto *Aphanomyces astaci* es letal para todos los acociles no norteamericanos, por ser endémica de los langostinos de Norteamérica, a los que les provoca solo una leve infección. Por ello, resulta una opción interesante como método para controlar acociles exóticos en Norteamérica (Alderman, 1996; Hyatt, 2004). A este respecto, Diéguez-Uribeondo y Múzquiz (2005) utilizaron *Aphanomyces astaci* como control biológico de *C. destructor* en condiciones de laboratorio y encontraron resultados positivos.

Possee *et al.* (1999) proponen el uso de baculovirus genéticamente modificados para el control de plagas, por la ventaja de que son más específicos que los métodos químicos de control. Sin embargo, actúan más lentamente.

Insecticidas microbianos

Se han desarrollado algunas variedades de la bacteria *Bacillus thuringiensis* como insecticidas naturales para eliminar plagas de insectos, mas ninguna cepa específica de esta bacteria para erradicar acociles australianos. Podría ser un buen método de control, siempre y cuando sea específica para la especie que se quiera combatir, de forma que no afecte a las especies nativas (Holdich *et al.*, 1999). Un ejemplo de esto fue informado por Jarboe (1988) quien determinó que la LC50 96-h para *P. clarkii*, era de 103 mg *Bacillus thuringiensis* var. *Israeliensis* por litro.

MÉTODOS FÍSICOS DE CONTROL

Desaguar

Este método consiste en remover el agua de un estanque o un cuerpo de agua pequeño, ya sea drenándola o succionándola. Sin embargo, en la práctica, es muy difícil remover toda el agua de un estanque, incluso el mejor esfuerzo deja suficiente humedad en el suelo para que los acociles puedan sobrevivir (Hyatt, 2004). Se ha informado incluso que estos organismos pueden sobrevivir en un ambiente seco hasta por doce semanas (Holdich *et al.*, 1995).

Si bien, al desaguar un estanque, no se puede eliminar por completo una población, repetir el proceso varias veces en conjunto con otro método de erradicación, como la aplicación de químicos tóxicos, puede ser un método viable para eliminar poblaciones de *Cherax* en el ambiente (Hyatt, 2004).

Dstrucción del hábitat

Generalmente se logra mediante excavación mecánica. El objetivo es destruir todos los langosti-

nos y principalmente sus madrigueras y las áreas potenciales de refugio. Si se aplica rigurosamente, este método puede erradicar poblaciones bien localizadas (Peay y Hiley, 2001).

Barreras

Entre las barreras físicas se encuentran las represas, el cierre de canales y el enrejado. Se usan con el objetivo de impedir que las poblaciones se escapen al momento de aplicar otra forma de control. Sin embargo, este tipo de barreras han funcionado solo de forma temporal (Peay y Hiley, 2001; Hyatt, 2004).

MÉTODOS QUÍMICOS DE CONTROL

Debido a que este tipo de métodos afecta tanto a los acociles como a la biota acompañante, su uso debe ser limitado. Todas las especies deseables deben ser temporalmente removidas antes de aplicar el químico para su posterior reintroducción. Los lugares más apropiados para emplear este tipo de control son los estanques pequeños y cerrados (Hyatt, 2004).

Biocidas

No se han encontrado biocidas completamente específicos para las langostas de agua dulce, y la efectividad de los que han sido probados hasta el momento ha dependido de ciertos parámetros del agua, como el pH y la temperatura, y de la edad de los acociles, siendo los estadios juveniles los más vulnerables (Hyatt, 2004).

- Insecticidas organofosforados y organoclorados. Eversole y Sellers (1997) concluyeron, a partir de una lista de 97 compuestos probados, que el hexacloroetano (insecticida organofosforado) y el metoxicloro (insecticida organoclorado) resultaban extremadamente tóxicos para los acociles con niveles LC50 96h de entre 1-10 µg/l. Otro compuesto cuya eficacia ha sido comprobada es el Baytex (cuyo ingrediente activo es el fentión) debido a que es tóxico

para los acociles a niveles más bajos que los necesarios para afectar a los peces (Laurent, 1995; Hyatt, 2004).

En cuanto a estudios específicos del género *Cherax*, se ha informado que con 24 ng/l de endosulfan (Thiodan 350EC) grado comercial, se puede afectar procesos fisiológicos vitales en *C. destructor* (Tully y Stephenson, 2001).

- Insecticidas piretroides. El piretro es un compuesto extraído de la planta *Chrysanthemum spp*, con el cual se elaboran los insecticidas piretroides. Al parecer, los piretroides tienen el mayor potencial de erradicar poblaciones de acociles debido a su rápida degradación y a la poca dosis requerida, aunque el impacto en otros crustáceos sería igualmente severo (Hyatt, 2004). Se ha observado que Baythroid, un piretroide sintético, es altamente tóxico y selectivo para los acociles (Bills y Marking, 1988).

La sección de salud del departamento de pesca de Australia y la autoridad nacional para el registro de sustancias químicas para uso agrícola y veterinario (National Registration Authority for Agricultural & Veterinary Chemicals, NRA) concedieron un permiso para utilizar esfenvalerato (insecticida piretroide) para la erradicación de poblaciones ferales de *C. quadricarinatus*. Este insecticida ocasionó mortalidades del 100% en los cuerpos de agua en donde fue aplicado.

- Diflubenzuron. Este insecticida, comercialmente conocido como Dimilan, inhibe la producción de quitina, con lo que se impide el proceso de muda y el crecimiento del exoesqueleto en los invertebrados, por lo que no es tóxico para aves, mamíferos y peces (Hyatt, 2004).

Se ha considerado el uso de diflubenzuron como una opción de control de poblaciones de acociles. Sin embargo, su uso para ambientes acuáticos no está registrado actualmente (Hyatt, 2004).

- Surfactantes. Los surfactantes normalmente se utilizan para mejorar la capacidad de disper-

sión y emulsificación de los pesticidas. Existen surfactantes que pueden inhibir el consumo de oxígeno de los acociles debido a los cambios provocados en la morfología y fisiología de las branquias. Sin embargo, a las concentraciones requeridas para afectar a los acociles, otros organismos se ven aún más afectados, por lo que solo serían una opción en zonas de escasa fauna acompañante, como los sembradíos de arroz (Fonseca *et al.*, 1997; Peay y Hiley, 2001; Hyatt, 2004).

Tóxicos no específicos

La ventaja de utilizar este tipo de tóxicos es que se reducen los impactos en las especies acompañantes debido a que se degradan o desnaturalizan después de usados. Los tóxicos no específicos más usados son los siguientes (Peay y Hiley, 2001; Hyatt, 2004):

- **Cloro:** se observó que entre 10 y 100 mg/l son suficientes para matar a los acociles en un período de exposición de entre 24 horas y una hora, respectivamente. Para la decloración del estanque, se utiliza una solución saturada de tiosulfato de sodio.
- **pH alto:** utilizar hidróxido de sodio para elevar el pH del agua a 12 o más resultó ser letal para los acociles, después de un periodo de exposición de una hora.
- **Amonio:** el amonio no fue efectivo a un pH neutral, pero a una concentración de 100 mg/l (por la adición de sulfato de amonio) a pH 9 (por la adición de hidróxido de sodio) causa el 100% de los acociles muertos en 24 horas, después de una hora de exposición. La adición de ácido mineral para reducir el pH reduce la toxicidad inmediatamente.
- **Piretro natural:** mejor conocido como *Pyblast*. Este compuesto ha resultado ser uno de los métodos más eficaces y menos costosos para el control de las poblaciones exóticas.

Rotenona

La rotenona es un poderoso piscicida que actúa

como inhibidor de la cadena respiratoria y es uno de los más usados en Norteamérica. El uso de rotenona puede ser aceptable para la erradicación de acociles, aunque es tóxica para peces y anfibios a niveles menores que los necesarios para matar crustáceos (Bills y Marking, 1988; Hyatt, 2004).

Feromonas

Los atractivos sexuales se han usado ampliamente en el control de plagas de insectos. Los crustáceos utilizan feromonas similares, especialmente en la temporada de reproducción. Se ha demostrado en crustáceos la utilidad de las feromonas para atraer organismos de un solo sexo (por ejemplo, solo machos) (Mendoza *et al.*, 1997). Sin embargo, este método no se ha utilizado para controlar poblaciones de acociles exóticos porque se requiere mayor investigación en esta área (Hyatt, 2004). En un estudio exploratorio realizado por Stebbing y colaboradores (2003), no se encontraron diferencias en el número de organismos capturados en trampas con carnadas a las que se les añadieron feromonas sexuales respecto de las trampas que tenían solo alimento, pero los autores sugieren que la purificación y concentración de las feromonas sexuales podrían mejorar la tasa de éxito.

OTROS MÉTODOS DE CONTROL

Machos estériles

Otro posible método de control es la introducción de machos estériles en las poblaciones. Lamentablemente, hasta el momento, no se ha realizado este tipo de estudios en crustáceos. Por otra parte, el método involucra cierto riesgo ya que un solo macho puede reproducirse con muchas hembras en poco tiempo y sería difícil asegurarse de que todos los machos hayan sido esterilizados (Gherardi y Holdich, 1999; Hyatt, 2004).

Sistemas de cultivo

Aunque una de las mejores alternativas para el cultivo de estos crustáceos es el cultivo en sistemas cerrados (se ha intentado cultivar *C. quadricari-*

natus en sistemas cerrados con recirculación), para evitar los escapes, los resultados no han sido tan buenos como los obtenidos en sistemas abiertos (Rodríguez-Canto *et al.*, 2002). Esto promovió de alguna manera su cultivo en sistemas extensivos, los cuales favorecen los escapes (Bortolini *et al.*, 2007).

Poblaciones monosexuales

Una de las medidas más eficaces para el cultivo de poblaciones potencialmente invasoras, particularmente de crustáceos, es cultivar poblaciones mo-

nosexuales (Mendoza, 2001, 2004). En el caso de *C. quadricarinatus*, a pesar de que las poblaciones exclusivamente masculinas alcanzan mayor peso, con las poblaciones mixtas se obtienen mejores rendimientos debido al reclutamiento continuo de juveniles. Sin embargo, sería más ventajoso el cultivo de poblaciones monosexuales de machos ya que se evitaría la reproducción durante el cultivo. En este contexto, el sexado manual no se considera una opción viable en las operaciones comerciales debido a que requiere una intensa mano de obra (Curtis y Jones, 1995).

INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL

A nivel mundial, los acociles han sido ampliamente traslocados, no solo al interior de los continentes, sino también entre continentes, debido principalmente a su gran demanda como cultivo comercial (Holdich, 1987; Horwitz, 1990). Estas introducciones se realizaron a pesar de las advertencias de Mills *et al.* (1994), más tarde reconocidas por Holdich (1999), que anticiparon la dispersión mundial e inexorable de estas especies. Las introducciones alrededor del mundo pueden ocurrir por muchas vías (Figura 11, Tabla 8).

Entre las razones para introducir los acociles australianos en diferentes países del mundo ha respondido más a una “moda” y no a una planeación estratégica que garantice una buena rentabilidad y la conservación segura de los demás recursos acuáticos, principalmente de las especies nativas. La mayor parte de las introducciones se han llevado a cabo sin contar con elementos técnicos preventivos sobre los impactos ecológicos negativos que la introducción de especies exóticas lleva consigo (Álvarez *et al.*, 2000).

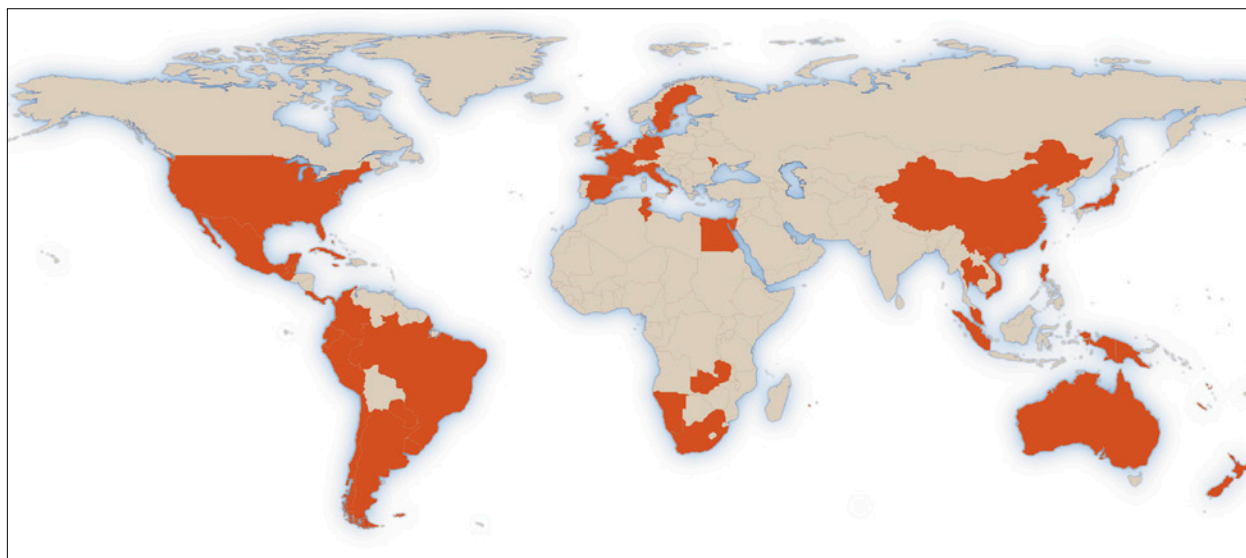


Figura 11. Introducciones reportadas para el género *Cherax* en el mundo.

El modelo de predicción de distribución mundial del género *Cherax*, realizado a partir de la base de datos de la Global Biodiversity Information Facility (GBIF) con base en las principales variables climáticas, coincide claramente con su distribución actual (Figura 12).

Permisos de exportación

La expedición de permisos de exportación en Australia es relativamente sencilla y consta de tres movimientos:

1. Se obtiene un permiso de exportación por parte de la ANPWS (Australian National Parks & Wildlife Services). Aquí depende de la especie que se quiera exportar ya que: *C. destructor*, *C. albidus*, *C. tenuimanus* y *Euastacus armatus* aparecen en el apartado 4 de la Ley de protección de vida silvestre australiana (regulación de exportaciones e importaciones) Acta de 1982, que consiste en una lista de especies para las cuales no existe prohibición para ser exportadas. *C. quadricarinatus* no se encuentra en esta lista, por lo que requiere consideraciones específicas por parte de la ANPWS.
2. Se requiere completar una declaración de aduana.
3. Se obtiene una aprobación de exportación por parte del Departamento de Industrias Primarias y Energía del Commonwealth.

Las langostas dulceacuícolas del género *Cherax*, principalmente las especies *C. destructor*, *C. quadricarinatus* y *C. tenuimanus*, han sido introducidas en varios países. A continuación se detalla su introducción en los diferentes continentes.

ÁFRICA

Sudáfrica

No se ha seguido la mayor parte de los protocolos internacionales relacionados con el movimiento de especies invasoras acuáticas a los que se han adherido naciones como Sudáfrica. Durante la década de los noventa, varios acuacultores sudafricanos ejercieron considerable presión para poder importar distintas especies de acociles, tras lo cual se expidieron permisos para importar ciertas especies de *Cherax* en la antigua provincia sudafricana denominada Orange Free State (OFS). Por otra parte, después de examinar el impacto potencial de estas especies en los ambientes naturales, la antigua provincia de Transvaal prohibió la importación de dichas especies. La OFS entonces revisó las condiciones bajo las cuales estos acociles podrían ser mantenidos en cautiverio en las instalaciones acuícolas a las que se había autorizado. Esto causó una gran controversia entre los acuacultores. A partir de esto, el Departamento de Agricultura comisionó un segundo estudio para determinar el impacto potencial de diferentes especies de *Cherax*

Tabla 8. Diferencia en la importancia de varias vías antropogénicas de *Cherax* en Europa y Norte América (Hyatt, 2004)

Vector de introducción	Europa	Norte América
1. Canales	Disminuyendo importancia	Disminuyendo importancia
2. Comercio legal en aguas naturales	Disminuyendo importancia	Disminuyendo importancia
3. Comercio ilegal en aguas naturales	Mantiene su importancia	Disminuyendo importancia
4. Acuicultura	Incrementando importancia	Incrementando importancia
5. Comercio como alimento vivo	Incrementando importancia	Incrementando importancia
6. Comercio en la industria de ornato	Mantiene su importancia	Incrementando importancia
7. Introducción por motivos de investigación	No es importante	Incrementando importancia
8. Carnada viva	Disminuyendo importancia	Incrementando importancia

(*C. tenuimanus*, *C. quadricarinatus*, *C. albidus*, *C. destructor*, *C. esculus*) (de Moore & Holden, 1997 citado por de Moore, 2004). La persona que solicitaba los permisos era responsable de pagar la primera evaluación, mientras que el Departamento de Agricultura era el responsable de la segunda evaluación. A partir de 1997, varios acuacultores presentaron solicitudes para importar *C. quadricarinatus*. Sin embargo, el Departamento de Agricultura mantuvo como confidencial el informe de Moore & Holden, y se abstuvo de emitir alguna guía o recomendación a los departamentos de conservación de la naturaleza de las provincias con respecto a la importación de esta especie. Ante la ausencia de lineamientos por parte del gobierno central, la mayor parte de las provincias y departamentos, basados en su propia información, decidieron no permitir la importación de esta especie. Adicionalmente, el haber ocultado el informe generó protestas de una ONG (Wildlife and Environment Society of South Africa).

El marrón (*C. tenuimanus*) fue introducido en Sudáfrica en 1976 y a pesar de argumentar cierto éxito, la realidad es que las granjas cerraron, de

manera similar a lo que ocurrió en Tamaulipas con los cultivos de *C. quadricarinatus*. Algo preocupante, es que esto parece ser una constante. Cada fracaso comercial significa una granja abandonada y organismos libres en el medio (de Moor, 2005).

El yabby *C. destructor* fue introducido en Sudáfrica igualmente se escapó y se estableció (AQIS, 1999; FAO-DIAS, 1998).

Sudáfrica

Durante los noventa, se permitió en Swazilandia la puesta en marcha de una instalación acuícola cerca de la presa del río Sand. A pesar de que *C. quadricarinatus* estaba prohibido en todas las provincias sudafricanas, un importador promovió el cultivo de esta especie. Posteriormente, el importador abandonó la instalación acuícola y los acociles escaparon y se establecieron en la presa del río Sand, de donde se dispersaron a todos los canales de riego vecinos. Se han reportado poblaciones de *C. quadricarinatus* en los ríos Sand y Crocodile (de Moor, 2005). Esta especie actualmente se considera naturalizada e invasora (Macdonald *et al.*, 2003).

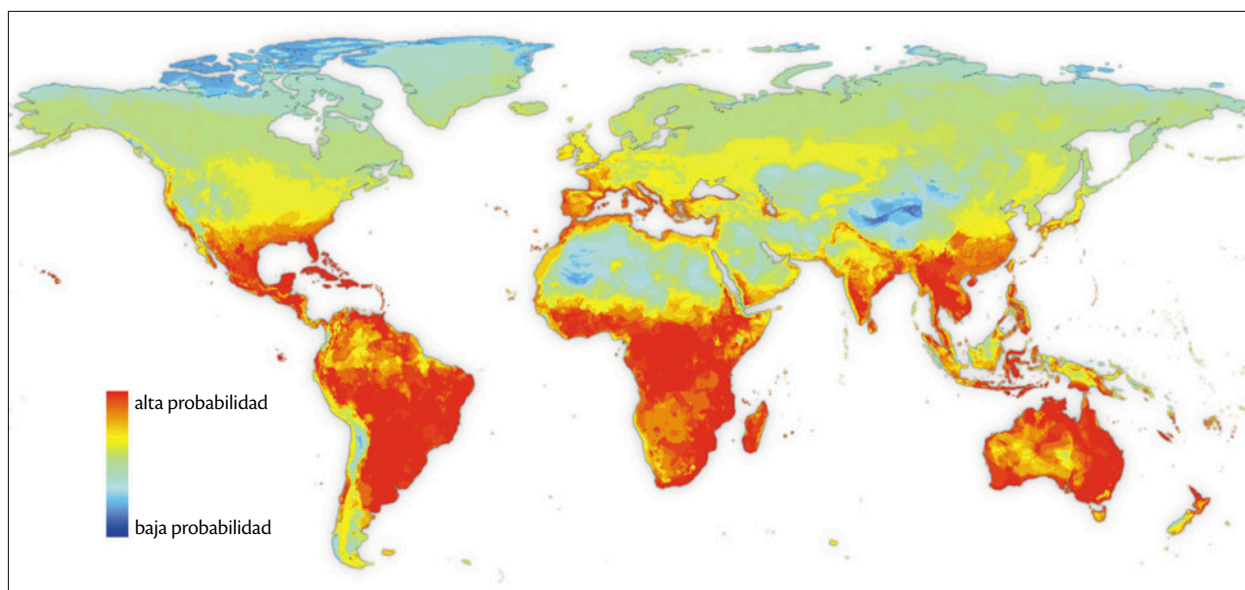


Figura 12. Modelo de predicción con base en las zonas de similitud climática para las especies del género *Cherax*, elaborado a partir de GBIF.

Egipto

La FAO (2009) reporta la introducción de *C. tenuimanus* en Egipto desde Australia. Sin embargo, se desconoce la fecha de introducción.

Mauricio

En la isla de Mauricio se inició el cultivo de *C. quadricarinatus* en 1990, sin embargo se canceló debido a la falta de demanda por parte de los productores (Ministry of Agro Industry & Fisheries, 2005; FAO, 2009).

Namibia

C. quadricarinatus fue intencionalmente introducido en Namibia en 1997, con fines de explotación acuícola. Actualmente se cultiva para su comercialización en estanques del Hardap Freshwater Fish Research Institute (Bethune *et al.*, 2004).

Túnez

En la lista de introducciones de la FAO (2009) se reporta la introducción de individuos de *C. tenuimanus* en Túnez, en 1990, traídos desde Australia.

Zambia

C. quadricarinatus fue introducido desde Sudáfrica a Zambia en 1992, según la FAO (2009).

AMÉRICA

Argentina

Dos especies australianas de langosta de agua dulce fueron introducidas en Argentina por motivos comerciales. Se autorizó el cultivo de *C. tenuimanus* en instalaciones acuícolas de las provincias de Buenos Aires y Mendoza, mientras que la entrada de *C. quadricarinatus* fue aprobada por los gobiernos de las provincias de Mendoza, Entre Ríos, Santa Fe y Corrientes. La fecha de la introducción de ambas especies se desconoce (Vigliano y Darrigran, 2002).

Las especies fueron introducidas en provincias cercanas a las cuencas de los ríos Paraná y Uruguay, que drenan agua desde regiones tropicales, por lo que, de presentarse un escape, existe el ries-

go de dispersión de estos organismos hacia la parte norte de Argentina y hacia países como Uruguay, Paraguay y Brazil (Vigliano y Darrigran, 2002).

Bahamas

Se reporta la presencia de *C. quadricarinatus* en Bahamas, en donde ha sido catalogada como una especie exótica e invasora (BEST Comission, 2003).

Belice

La langosta de uña roja *C. quadricarinatus* se cultivó en Belice a pequeña escala. Sin embargo, se menciona que el cultivo de esta especie se ha reducido, principalmente debido a la falta de mercado (APEC/FAO/NACA/SEMARNAP, 2001).

Brasil

En la Universidad Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil se ha importado la especie *C. quadricarinatus* con el fin de realizar estudios confinados de tipo enzimático y digestivo (Figueiredo *et al.*, 2001; Figueiredo y Anderson, 2003).

Chile

Con el objetivo de incrementar la producción acuícola en Chile, se introdujo *C. tenuimanus* (Jara, 1997; Pérez *et al.*, 2003). Además, existe un proyecto de la Fundación para la Innovación Agraria del gobierno de Chile para introducir y evaluar la aclimatación de *C. quadricarinatus* (FIA, 2003).

Colombia

La langosta australiana *C. quadricarinatus* fue introducida desde los Estados Unidos a Colombia durante 1997, con fines de experimentación exclusivamente (Resolución 1186 del 1° de noviembre de 1996 del Ministerio del Ambiente). Aunque la citada norma autorizó la introducción de 50 000 larvas y 1,000 juveniles, la cantidad importada y sometida a la cuarentena prevista solo fue de 83 juveniles y 150 adultos (48 hembras ovígeras). A pesar de haberse llevado a cabo las evaluaciones de impacto ambiental de la especie frente a las

especies nativas, se decidió cultivarla y ahora se encuentra establecida en al menos dos Departamentos del Atlántico (Álvarez-León y Gutiérrez-Bonilla, 2007).

Cuba

C. quadricarinatus fue introducido en Cuba en 1990 y se cultiva hasta la fecha, no se han informado escapes (Álvarez *et al.*, 2000; Flores Nava, 2007).

Ecuador

C. quadricarinatus fue introducido en Ecuador en 1994 y aunque las tasas de crecimiento eran muy prometedoras, la mayoría de las granjas cerraron en 1998 (Romero y Jiménez, 2002). De acuerdo con CPPS (2003), se realizó una encuesta a diferentes empresas acuícolas sobre la fecha en que ingresó la langosta de agua dulce a Ecuador:

- Modercorp menciona que ingresó en 1991-1992.
- Inaqua menciona que ingresó en 1993 desde Australia, importaron un número mayor a medio millón de ejemplares.
- Navimar asegura que su ingreso fue en 1994.
- Galuver indica que este cultivo se inició a finales de 1993.

En conclusión, no se conoce exactamente cuando ingresó a Ecuador esta especie. Según la misma encuesta y sobre las medidas adoptadas para mitigar posibles efectos, las empresas manifestaron diferentes opiniones: que las medidas fueron insuficientes y que las langostas australianas no representan riesgos ecológicos para las especies nativas (Navimar); que se debería realizar un examen patológico de las especies ingresadas al país y que los riesgos ecológicos están sobredimensionados (Inaqua); que aunque se han presentado certificados, no se han tomado medidas de ninguna especie al ingresar al Ecuador (Modercorp); que los mecanismos de control no son suficientes y que se deben aplicar procedimientos internacionales para la introducción de especies no nativas (Galuver).

Como se mencionó anteriormente, esta industria no se desarrolló en Ecuador con la proyección que se esperaba. El resultado es que se encuentran ejemplares de esta especie en la represa del río Daule, en el golfo interno de Guayaquil.

Estados Unidos

Se introdujo la especie *C. quadricarinatus* con fines comerciales. No se han reportado poblaciones en el medio natural (Lodge *et al.*, 2000).

Guatemala

En 1990, se introdujo *C. quadricarinatus*, y se han realizado cultivos de esta especie (Flores Nava, 2007), misma que se encuentra en la lista gris de especies exóticas presentes en Guatemala (Unidad Técnica de Especies Exóticas, 2004).

Jamaica

Se introdujo en 1993, y en 1999 se registró el primer ejemplar en el medio silvestre. Actualmente, hay poblaciones de *Cherax* en dos de los ríos más importantes de Jamaica: el río Negro en St. Elizabeth y el río Cobre en St. Catherine (Aiken *et al.*, 2002; Todd, 2002).

México

Véase a partir de la página 85.

Panamá

La FAO (2009) reporta la introducción de *C. tenuimanus* en Panamá desde Australia, sin embargo se desconoce la fecha de introducción.

Paraguay

C. quadricarinatus se introdujo en 1991 y se encuentran poblaciones establecidas en el medio natural (Holdich, 1998; FAO-DIAS, 1998; FAO, 2009). De acuerdo con la FAO (http://www.fao.org/fishery/countrysector/FI-CP_PY/es), hasta el 2004 seguía habiendo intentos por cultivar este crustáceo y el proceso se encontraba en la etapa de prefactibilidad comercial.

Perú

C. quadricarinatus fue introducido en 1998, y, de acuerdo con la FAO (2001), actualmente unos pocos ejemplares se encuentran confinados en tanques de un laboratorio particular. De acuerdo con la Dirección Nacional de Medio Ambiente de Perú, también se introdujo *C. tenuimanus* (CPPS, 2003).

Puerto Rico

Se introdujo ilegalmente a principios de 1997 (Williams *et al.*, 2001). En 1998, como consecuencia del huracán Georges, se escapó una gran cantidad de animales, que se dispersaron en los cuerpos de agua del valle de Las Lajas. De acuerdo con García Vázquez (2008), este crustáceo se sigue dispersando en varios ríos.

Uruguay

En Uruguay las instalaciones privadas de mayor envergadura están trabajando en forma exitosa con especies exóticas de alto valor comercial, como *C. quadricarinatus* (FAO, 2006-2009). Los dos principales proyectos de acuicultura de esta especie se encuentran en las regiones de Montevideo y Maldonado (Snoeck *et al.*, 2007).

ASIA

China

C. destructor, *C. quadricarinatus* y *C. tenuimanus* han sido introducidos en diferentes provincias de China desde 1983 (Ackefors, 2000; Xie *et al.*, 2000; Honglang, 2007; FAO, 2009).

Filipinas

Se ha reportado la presencia de poblaciones de *C. quadricarinatus* en Filipinas, y han impactado los ecosistemas, la biodiversidad y la economía nacional (Cagauan, 2006).

Indonesia

En Jakarta, Indonesia hay granjas de producción de *C. quadricarinatus*, que exportan su pro-

ducto a otros países (Food & Beverage Online, [www.21food.com/showroom/33359/product/Red-Claws-\(-Cherax-Quadricarinatus\).html](http://www.21food.com/showroom/33359/product/Red-Claws-(-Cherax-Quadricarinatus).html)).

Samoa

C. quadricarinatus es la especie que ha sido introducida en el oeste de Samoa (Coughran y Leckie, 2007).

Israel

C. quadricarinatus fue introducido en Israel para cultivos experimentales (Karplus *et al.*, 1998).

Japón

La FAO (2009) informa que la introducción de *C. tenuimanus* desde Australia ocurrió en 1981.

Malasia

En la lista de introducciones de la FAO (2009), se informa sobre la introducción de individuos de *C. tenuimanus* en Malasia traídos desde Australia, sin mencionar la fecha.

Singapur

C. quadricarinatus se ha catalogado como una especie exótica establecida en Singapur desde 1990, específicamente en las presas Kranji, Lower Pierce y Upper Seletar (Pallewatta *et al.*, 2003; Ah Yong y Yeo, 2007).

Tailandia

La industria ornamental introdujo *C. quadricarinatus* en 1995. No se han reportado poblaciones establecidas en el medio natural (Bartley *et al.*, 2003).

Taiwán

La FAO (2009) reporta la introducción de *C. tenuimanus* desde Australia a Taiwán, sin mencionar la fecha de introducción. Por otra parte, en un análisis de riesgo llevado a cabo para 108 especies de invertebrados acuáticos destinados a los acuarios de Taiwán, se consideró a *C. destructor* como una

especie invasora, al tomar en cuenta el número de individuos importados, la similitud climática entre su región nativa y la de Taiwán, su alta plasticidad ecológica y registros previos en los que se consideró como especie invasora (Lin *et al.*, 2006). Estos autores sugieren la necesidad de manejar la especie ya sea disminuyendo las importaciones o bien limitando su comercialización.

Vietnam

Se informó que productores locales de la provincia central de Phu Yen importaron y cultivaron el yabby *C. destructor* en 1999 (Bartley *et al.*, 2003; UNEP, 2008).

EUROPA

A partir de las discusiones sostenidas en el congreso de Craynet, en Innsbruck, Austria, con base en las encuestas dirigidas a los coordinadores nacionales de once países europeos miembros de la red Craynet, se concluyó que la mayoría de los países de Europa tienen la voluntad de proteger a sus acociles nativos de la sobreexplotación, las modificaciones del hábitat, la contaminación y particularmente de la diseminación de acociles exóticos, así como de sus enfermedades (ej. la peste de los acociles). No obstante, la situación legal o del control de las especies de acociles exóticos es muy compleja y difiere en función de la existencia o no de una tradición de consumo de acociles en cada país. En consecuencia, la armonización de las leyes a nivel nacional y regional concerniente a los acociles nativos y los exóticos en Europa parece no ser posible a corto plazo. En la mayoría de los casos, la legislación no pudo impedir la extinción de poblaciones nativas ni la expansión de acociles exóticos. Sin embargo, sin una legislación como la existente, la situación podría haber sido peor y algunas especies nativas hubieran sido puestas en peligro.

La importación de cualquier acocil del extranjero, incluyendo aquéllos provenientes de países miembros de la Unión Europea, está prohibida por la legislación de Irlanda, Noruega, Suiza, Finlan-

dia, España, Francia y Polonia, pero no por Italia, Austria y Alemania. En el Reino Unido se permite la importación de acociles provenientes de países de la Unión Europea, pero su distribución subsecuente está controlada. Sin embargo, en ocasiones, los acuaristas infringen estas leyes. Así, se han encontrado acociles del género *Cherax* en tiendas de mascotas en Irlanda. De los países anteriores, solo en el Reino Unido se permite el comercio de *C. quadricarinatus* en acuarios, bajo el argumento de que las temperaturas serían demasiado bajas en el medio natural para que la especie pudiera sobrevivir en caso de escape.

Los esfuerzos continuos de las agencias ambientales que guardan relación con el cuidado de los acociles nativos y de las instancias nacionales se resumen en un escenario en el que algunos países están exentos de acociles exóticos y en los que existen zonas privilegiadas con numerosas poblaciones nativas y viables, que son protegidas no solo por las autoridades, sino también por la población local.

Por otra parte, la situación ha mejorado recientemente debido a la inclusión de *Austropotamobius torrentium*, especie en peligro de extinción, en el anexo II de la Directiva Hábitat de la Unión Europea. El principal objetivo actualmente es desarrollar métodos de erradicación de las poblaciones invasoras antes de que se extiendan más y afecten a esta especie (Holdich y Pöckl, 2005).

Alemania

La FAO (2009) reporta la introducción de *C. tenuimanus* en Alemania desde Australia, sin mencionar la fecha de introducción.

Bélgica

C. tenuimanus fue introducido de Australia a Bélgica según la FAO (2009). Sin embargo, se desconoce la fecha de introducción.

España

C. destructor fue introducido en 1983 y se estableció en España (AQIS, 1999; FAO-DIAS, 1998;

Holdich 2002; Holdich y Pöckl, 2007). Actualmente, no se cultiva, pero puede ser encontrado en estado silvestre en varias partes del norte de España (Scientific Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare, 2007).

Francia

En la lista de introducciones de la FAO (2009), se reporta la introducción de individuos de *C. tenuimanus* en Francia traídos desde Australia; sin embargo, se desconoce la fecha de introducción.

Italia

Tanto *C. destructor* como *C. quadricarinatus* se cultivan en el norte y centro de Italia, pero no se ha establecido ninguna población en el medio natural (Holdich, 2002; Holdich y Pöckl, 2007).

Moldavia

C. quadricarinatus se introdujo y se estableció en Moldavia (FAO-DIAS, 1998).

Reino Unido

En el Reino Unido la única especie de acocil exótica permitida es *C. quadricarinatus*. La autorización se realizó bajo el argumento de que las condiciones climáticas de esta zona no le permitirían establecerse por tratarse de una especie tropical. Los ejemplares de *C. quadricarinatus*, como se indicó antes, en el Reino Unido se comercializan a £4.00 y £12.00 por animal, el precio depende de la talla y la coloración (Clarke, 2007a).

De acuerdo con el CEFAS (Centre for Environment, Fisheries & Aquaculture Science) de Inglaterra, desde 1996, acuaristas han introducido ilegalmente doce especies, de las cuales destacan varias del género *Cherax*:

Astacus leptodactylus
Procambarus clarkii
Procambarus sp.
Procambarus alleni

Cherax destructor
Cherax tenuimanus
Cherax misolocus
Cherax lorentzi
Cherax papuanus
Cambarellus patzcuarensis
Cambarellus zempoalensis
Orconectes limosus
Pacifastacus leniusculus

Aquellas personas que son sorprendidas en posesión de un acocil no nativo son penalizadas con £500 de multa, y pueden llegar a ser condenadas bajo el Acta de Vida Silvestre (Wildlife and Countryside Act), particularmente si el acocil es mantenido en el exterior (Clarke, 2007b).

Suecia

C. tenuimanus fue introducido desde Australia a Suecia según la FAO (2009), sin mencionar la fecha de introducción.

Suiza

Holdich y Pöckl (2007) mencionan que es posible que la especie *C. destructor* se encuentre establecida en algunas zonas de Suiza.

OCEANÍA

Australia

El yabby *C. destructor* fue introducido en las aguas continentales del oeste de Australia y en los mantañales de las formaciones rocosas de George Gill Range, un refugio de biodiversidad biológica en los ecosistemas áridos y semiáridos del territorio norte. En 1932 se introdujo por primera vez y ahora se encuentra en todo el sur y oeste de Australia (Lawrence, 1993), incluyendo los hábitats de las cuevas acuáticas del norte de Perth.

El marron *C. tenuimanus* tiene un área de distribución natural confinada al extremo suroeste de Australia occidental, donde ocurre en cuerpos de agua permanentes (Horwitz, 1994). Esta especie

ha sido trasladada con propósitos de cultivo a diferentes localidades de Australia occidental, al sur de Queensland, el norte de Nueva Gales del Sur y al Sur de Australia (Arthington y McKenzie, 1997). La traslocación del marron en Queensland fue infructuosa debido a mortalidades masivas relacionadas con las altas temperaturas y por que se obtuvieron mejores resultados con la langosta de uña roja. El marron se encontró súbitamente en la Isla Kangaroo, en la costa sur de Australia, como resultado de importaciones ilegales (Horwitz, 1990).

La langosta de uña roja, *C. quadricarinatus*, tiene un área de distribución natural que incluye Nueva Guinea y se extiende por el norte de Australia, del río Daly, en el territorio del norte, al río Normanby, en la península de Cabo York, en Queensland. Ha sido trasladado al área de Cairns-Innisfail, en el norte de Queensland, así como a áreas costeras del sureste de Queensland y Nueva Gales del Sur, para propósitos de cultivo. Igualmente, se introdujeron en Atherton Tablelands para la pesca recreativa. Los escapes de instalaciones acuícolas han provocado que la especie se esta-

blezca en el lago Dalrymple, cuenca de Burdekin (Arthington y McKenzie, 1997).

Nueva Caledonia

Dentro de las actividades acuícolas de Nueva Caledonia se encuentra el cultivo de la langosta de que-las rojas (*C. quadricarinatus*) (Evans *et al.*, 2003).

Nueva Zelanda

FAO (2009) reporta la introducción de *C. tenui-manus* en Nueva Zelanda desde Australia; sin embargo, se desconoce la fecha de introducción.

Papúa Nueva Guinea

Existen poblaciones nativas de la especie *C. quadricarinatus* en el sur de Papúa Nueva Guinea (Vázquez y López, 2007a; Baker *et al.*, 2008).

Samoa

El cultivo de la langosta de agua dulce *C. quadricarinatus* en Samoa se ha llevado a cabo, pero solo en fase de prueba (Evans *et al.*, 2003).

INTRODUCCIONES EN MÉXICO

En México la primera iniciativa de introducir *C. quadricarinatus* para cultivo comercial ocurrió en 1986, cuando una empresa, ubicada en el estado de Querétaro, intentó traer la especie con pobres resultados, ya que los organismos perecieron en el camino (Ponce-Palafox *et al.*, 1999). De acuerdo con Arredondo (2004), *C. quadricarinatus* fue la primera introducción exitosa en México en 1995 desde el estado de Texas, Estados Unidos, como parte de un proyecto con la entonces Secretaría de Pesca. Dos instituciones fueron receptoras de los primeros ejemplares: el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav) Unidad Mérida y la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) Unidad Iztapalapa. No obstante, de acuerdo con Bortolini *et al.* (2007), la primera importación ocurrió en 1995, por una institución académica con fines experimentales. Posteriormente, en 1998, se trasladaron algunos ejemplares de una granja del estado de Morelos al Centro de Investigación Científica y de Estudios Superiores de Ensenada (CICESE), en Baja California, y al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (Cibnor) Unidad La Paz, Baja California Sur. Arredondo (2004) señala igualmente la introducción ilegal por parte de productores. Después, se erigieron varias instalaciones acuícolas con fines comerciales en los estados de Colima, Morelos, Jalisco, Tamaulipas, Yucatán y en el Distrito Federal (Ponce-Palafox *et al.*, 1999).

El motivo real de la introducción a gran escala de la langosta australiana fue la necesidad de revitalizar la golpeada industria del cultivo de camarón. Golpeada por las epizootias que afectaron a miles de hectáreas de producción de camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei*, a principios de la década de los noventa. Nos referimos particularmente a las enfermedades de origen viral, mismas que afectaron a Ecuador y Cuba (Medley *et al.*, 1994; Romero, 1997). Ante esta situación, los productores acuícolas se vieron orillados a reflexionar sobre la necesidad de diversificar los cultivos.

En las figuras 13, 14, 15 y 16 se puede observar la distribución de las introducciones realizadas en el país y una predicción por similitud climática, que indica los lugares en los que sería más viable su establecimiento.



Figura 13. Mapa de las introducciones de organismos del género *Cherax* reportadas en el país.

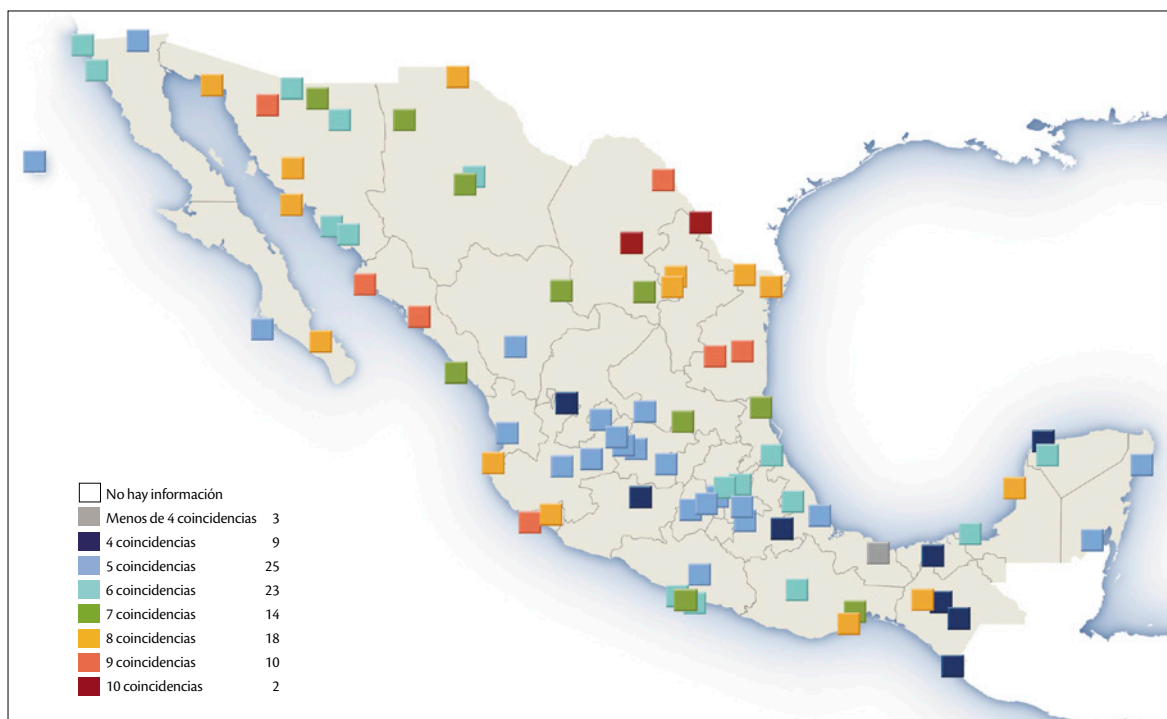


Figura 14. Modelo de predicción de similitud climática para las especies del género *Cherax*, efectuado con el programa CLIMATE.v

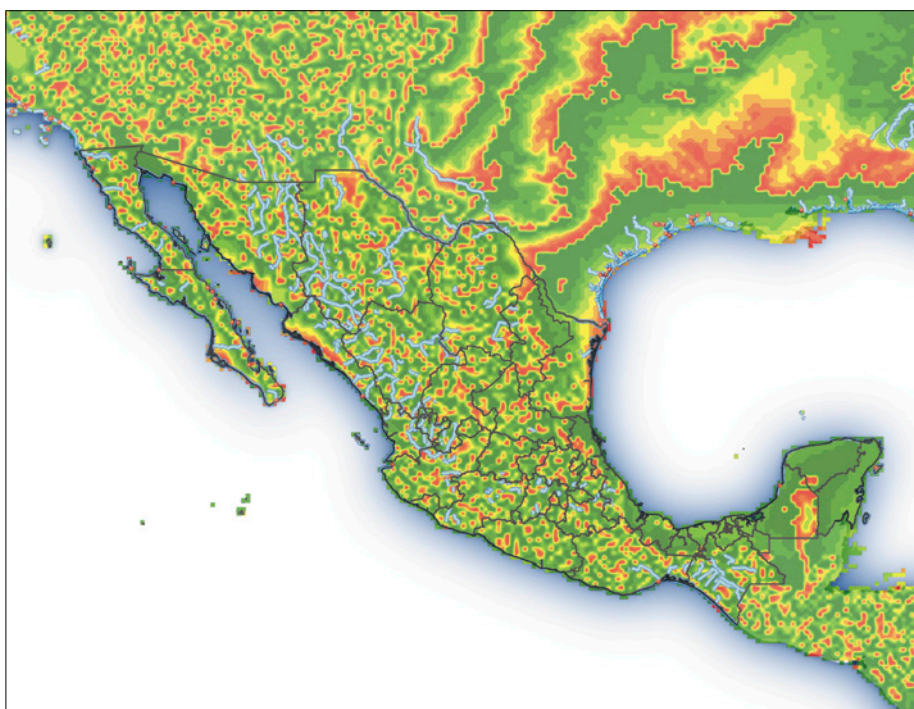


Figura 15. Modelo de predicción de la distribución nacional de la especie *Cherax quadricarinatus*, basado en la similitud climática, efectuado con el programa MaxEnt (el color rojo indica una mayor similitud climática).

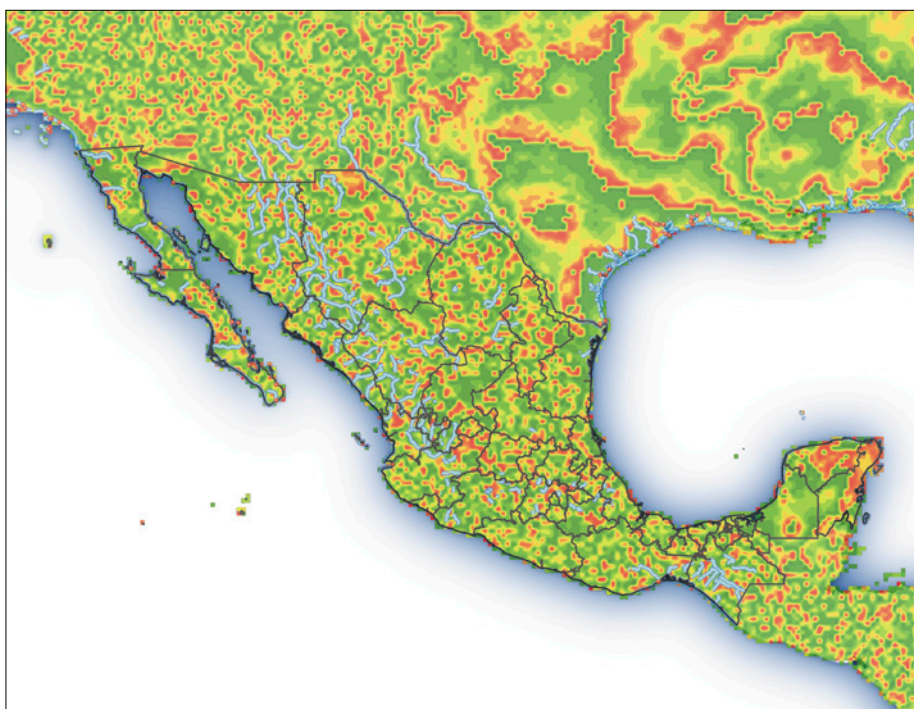


Figura 16. Modelo de predicción de la distribución nacional de la especie *Cherax destructor*, basado en la similitud climática, efectuado con el programa MaxEnt (el color rojo indica una mayor similitud climática).

Aguascalientes

El Instituto del Agua del Estado de Aguascalientes (Inagua) tiene un proyecto piloto de producción de *C. quadricarinatus* para evaluar la factibilidad comercial del cultivo (Aguahoy, 2008).

Baja California

C. quadricarinatus fue introducido en un centro de investigación de Ensenada, B.C. con fines experimentales (Arredondo, 2004). Sin embargo, Maeda-Martínez *et al.* (2006), en la presentación titulada ‘Crustaceans in oases habitats in the Baja California peninsula: Biodiversity and threats to ecological integrity’, reportan que ya es una especie exótica introducida en la península de Baja California. Esta aseveración se confirma en un informe del Programa Nacional de Sanidad Acuicola (Pronalsa) de 2004, en el cual se habla de la presencia del langostino australiano *C. tenuimanus* en el municipio de Tijuana (Rodríguez-Gutiérrez, *et al.*, 2005).

Baja California Sur

En el periodo de julio de 2001 a julio de 2004, se realizó el proyecto “Desarrollo Agrícola y Rural en Baja California Sur”, en los alrededores de la ciudad de La Paz, en el cual participaron el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (Cibnor), la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA) y la Facultad de Agronomía de la Universidad de Tottori, en Japón. Tomando este proyecto como plataforma, la Dirección del Programa de Acuicultura inició el proyecto titulado “Reconversión agrícola utilizando la tecnología de cultivo de *Cherax quadricarinatus* como una estrategia de aprovechamiento eficiente del agua en bicultivos agro-acuícolas”, por medio del cual se cultivaron acociles utilizando el depósito del agua en la finca de verificación del proyecto. Se trabajó para lograr el uso eficiente de agua y mejorar el ingreso de los productores de peces reciclando el agua utilizada para el cultivo de acociles en la agricultura, y entró en su segunda fase a partir del 2004 (JICA, 2005).

Chihuahua

En el municipio de Aldama, Chihuahua, el presidente del Comité Estatal de Sanidad Acuicola, Amado Armendáriz Sáenz, anunció en el 2007 la apertura de una granja de producción de *C. quadricarinatus*. Se tenía proyectado comprar 300 organismos, 30 de ellos machos y 270 hembras, los cuales serían importados directamente desde Australia para llegar al puerto de Tampico y de ahí transportarlos al municipio de Aldama (Aguahoy, 2007). Posteriormente, se anunció la importación de más de cuatro mil langostas, que fueron destinadas a la granja acuicola Las Palapas, para su cultivo (Topete 2007).

Ciudad de México

En 1994 inició el proyecto “Introducción, adaptación y desarrollo de la tecnología de cultivo de la langosta de quelas rojas (*Cherax quadricarinatus*)”, mediante un convenio firmado entre la UAM Izta-palapa y la entonces Secretaría de Pesca, para elaborar un documento sobre el desarrollo científico y tecnológico del cultivo de la langosta de agua dulce. Posteriormente, en septiembre de 1995, se introdujo esta especie, después de un año de gestiones ante la Semarnap. Las langostas fueron adquiridas del Rancho Ndegi, en Manson, Texas, Estados Unidos (PEXPA UAM, 2006).

Por otro lado, en el informe del Programa Nacional de Sanidad Acuicola (Pronalsa) del 2004, se reportó la presencia del acocil australiano *C. tenuimanus* en el Distrito Federal (Rodríguez-Gutiérrez, *et al.*, 2005).

Colima

Ponce-Palafox *et al.* (1999) reportan operaciones comerciales de cultivo de *C. quadricarinatus* establecidas en el estado de Colima.

Jalisco

Al igual que en el estado de Colima, Ponce-Palafox *et al.* (1999) reportan operaciones comerciales de

cultivo de *C. quadricarinatus* establecidas en el estado de Jalisco.

Michoacán

Con el fin de impulsar el crecimiento y desarrollo integral del municipio de Jacona, Michoacán, el gobierno local presentó un proyecto piloto para impulsar la cría de langostas de agua dulce (*C. quadricarinatus*) en la presa de Verduzco, conocida también como presa de La Luz (Aquahoy, 2008).

Morelos

Los primeros reportes científicos sobre la presencia de *C. quadricarinatus* en los ambientes naturales de los estados de Morelos y Tamaulipas se publicaron apenas recientemente (Bortolini *et al.*, 2007). *C. quadricarinatus* fue introducido por la Cooperativa Parque Ejidal Santa Isabel para su cultivo en las cercanías del balneario Las Estacas. Sobre decir que fue una introducción poco responsable ya que se registran inundaciones frecuentes en tiempo de lluvia. En el 2000 se observaron los primeros ejemplares en el balneario y hasta el 2004 había pocos individuos. Sin embargo, en el 2005 se empezaron a registrar grandes cantidades. En la actualidad existe una gran población establecida, a tres años de haber cancelado las operaciones acuícolas y a pesar que ya no se introdujeron más langostas (Bortolini *et al.*, 2007).

Nuevo León

Se conoce la existencia de una unidad de producción de *C. quadricarinatus* en el estado de Nuevo León (Gabino Rodríguez, com. pers.).

Oaxaca

En la Universidad del Mar (UMAR), en Oaxaca, se realizan trabajos experimentales en el área de nutrición utilizando *C. quadricarinatus* (Arturo Martínez Vega, com. pers.).

Puebla

En distintas regiones de este estado se encuentran

varias unidades productoras de *C. quadricarinatus*. Sin embargo, ninguna de estas granjas utiliza medidas de bioseguridad para prevenir el escape de estos organismos. Debido a la falta de éxito hasta el momento, es necesaria una mayor capacitación a los productores y una administración correcta de los proyectos (Garza de Yta y Martínez Cordero, 2008).

Sinaloa

En el 2005, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) aprobó el proyecto de cultivo de langosta roja australiana (*Cherax quadricarinatus*) en Granja Yabby, en el municipio de Guasave, Sinaloa, con una vigencia de quince años (Semarnat, 2005).

Tamaulipas

En el caso de este estado, varias granjas iniciaron operaciones en el 2000, en el área que se localiza entre Ciudad Mante y Ciudad Victoria (Figura 17). De acuerdo con la Carta Nacional Pesquera

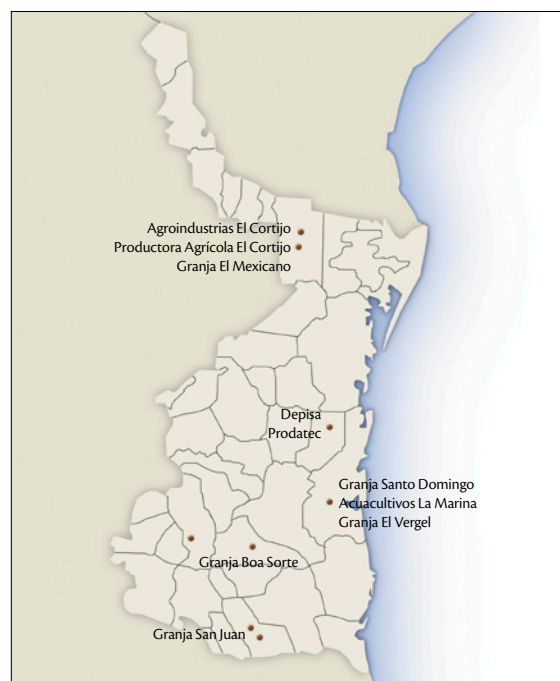


Figura 17. Granjas de producción de *Cherax* en Tamaulipas.



Figura 18. Localidades donde se ha recolectado *Cherax quadricarinatus* en Tamaulipas.

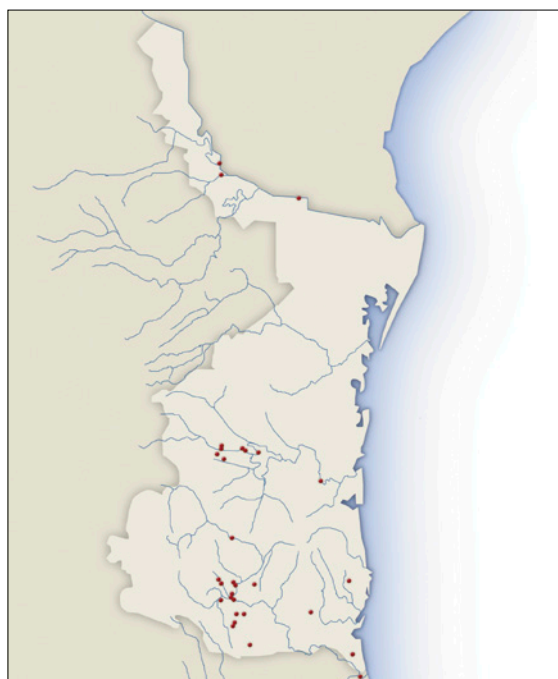


Figura 19. Distribución potencial de *C. quadricarinatus* en Tamaulipas, considerando aquellos sitios en donde se establecieron granjas de donde pudieran escaparse.

(2004), en el 2004 se registraron rendimientos promedio de 3 000 kg/ha por ciclo, en doce granjas de Tamaulipas. Sin embargo, para el 2005 solo dos granjas seguían operando (Bortolini *et al.*, 2007). En diferentes sitios cercanos a las granjas hay poblaciones establecidas; esto ha provocado que el precio de los organismos cultivados disminuya notablemente, al grado de ya no ser redituables las operaciones. Las langostas se han dispersado en un área aproximada de 65 km² utilizando los canales de riego asociados a los ríos Guayalejo y Sabinas. Actualmente, están establecidas en la presa Vicente Guerrero, en Padilla. Debido a la gran diversidad de crustáceos endémicos (varias especies de los géneros *Palaemonetes*, *Troglomexicanus*, *Macrobrachium* y *Procambarus*), los posibles impactos podrían ser importantes. Hasta el momento, se ha observado a *C. quadricarinatus* habitando en simpatria con *Palaemonetes hobbsi*, en Gómez Farías, y con *Procambarus cuevachicae*, en Loma Alta (Bortolini *et al.*, 2007).

En la figura 18 se muestran las localidades donde se ha recolectado *C. quadricarinatus* y en las que también se han recolectado otras especies de decápodos (langostinos o acociles), lo que las convierte en sitios amenazados a futuro por la invasión de *C. quadricarinatus*. Casi todos los puntos pertenecen a las mismas cuencas, excepto los del norte de Tamaulipas (Reynosa, Mier). En Reynosa se estableció una granja que después cerró. En la figura 19 se muestran aquellos puntos en los que por su cercanía a las granjas pudieran encontrarse poblaciones de *C. quadricarinatus*.

Veracruz

Hernández-Vergara *et al.* (2008), en el Instituto Tecnológico de Boca del Río, Veracruz realizaron estudios de nutrición utilizando entre otras especies a *C. quadricarinatus*.

Yucatán

En 2006, Ponce-Marbán *et al.* publicaron un artícu-

lo donde simularon la viabilidad económica del policultivo de tilapia y *C. quadricarinatus* en Yucatán.

En el Cinvestav Unidad Mérida se trabaja con esta especie desde 1995 (Bortolini *et al.*, 2007).

RENTABILIDAD DEL CULTIVO

Actualmente, el cultivo nacional de los acociles del género *Cherax* dista de ser una actividad económica productiva, como se argumentó al introducirlos en los noventa. Basta con contrastar las fuerzas, debilidades, oportunidades y amenazas del análisis FODA publicadas recientemente por Magallón *et al.* (2007), para ver de inmediato que las opciones de éxito eran reducidas, particularmente considerando la prohibición de las exportaciones a varios estados de los Estados Unidos, y que las amenazas se fueron cumpliendo paulatinamente para sumarse a las debilidades.



Cherax quadricarinatus encontrados en la orilla de la presa Portes Gil, Tamaulipas. Foto: Gabino Rodríguez



Organismos recolectados en río Frío, en la Reserva de la Biosfera del Cielo, Tamaulipas. Foto: Gabino Rodríguez



Cherax quadricarinatus recién capturados en la presa Nuevo Padilla, Tamaulipas. Foto: Jesús Angel de León

Tabla 9. Análisis FODA sobre el cultivo de *C. quadricarinatus* (Tomado de Magallón *et al.*, 2007)

Fuerzas	Oportunidades	Debilidades	Amenazas
Conocimiento de su biología. Fácil manejo, rápido crecimiento, tolerante a variaciones ambientales, reproducción simple y alta calidad nutricional.	Creación de pies de cría domesticados, adaptados a las condiciones del país.	Especie introducida	Enfermedades potenciales, a partir de otras especies en cultivo.
Gran aceptación en el mercado nacional e internacional. Alto valor comercial. Eficiente	Tecnología ya desarrollada, que integra todo el proceso productivo, altamente. ¿	Conocimiento limitado de enfermedades potenciales	Escapes accidentales por uso de sistemas de producción deficientes.
Tecnología ya desarrollada, que integra todo el proceso altamente productivo.	Desarrollo de cultivo industrial (gran escala)	Falta de conocimiento de impactos al medio por escapes. accidentales	Incertidumbre en la calidad de juveniles producidos a partir de reproductores locales sin programa. de selección genética.
Manejo sistemático pero flexible que puede ser transferido fácilmente al sector usuario.	Desarrollo del cultivo en clusters familiares	Inversión significativa por ha	Competencia potencial por producción internacional y otros productos sustitutos.
Interés de productores e inversionistas.	Desarrollo de cultivo sustentable, integrado con agricultura para uso eficiente de agua.	Carencia de personal nacional calificado	
Programas de ayudas federales	Eficientar la producción con programa de mejoramiento genético a partir de pies de crías seleccionados.	Falta de planeación general de la actividad.	
Demanda creciente e insatisfecha.	Crear una nueva red de valor.	Tramitación fragmentada para adquisición de permisos.	
Creación de puestos de trabajo para distribución y comercialización.	Desarrollo de mercado nacional e internacional.	Desconocimiento de la demanda real del producto.	
	Diversificación de productos de alto valor (Vgr. Vivo, colas, mudado, IQF, preparado).	Mercado nacional e internacional no desarrollado. Falta de información del producto en el mercado y de precios y sus fluctuaciones.	
	Generación de marcas para mercados altamente especializados.	Canales de comercialización limitados.	
		Falta de promoción nacional.	
		Contribución porcentual baja en términos productivos al resto de actividades acuícolas.	
		Población nacional con bajo poder adquisitivo.	

MARCO LEGAL INTERNACIONAL

La introducción no regulada o incontrolada de langostinos y acociles en una nueva área puede tener efectos deletéreos para la fauna nativa (Lynas *et al.*, 2004). A este respecto, las especies del género *Cherax* han sido prohibidas o restringidas en varios países del mundo, incluyendo su lugar de origen, Australia. De hecho, en el Séptimo Simposio Internacional de la Asociación de Astacólogos, llevado a cabo en Lausana, Suiza, en 1987, se emitió la siguiente recomendación: "...los gobiernos deben encontrar una manera de frenar la importación de acociles vivos para cualquier propósito, excepto para la investigación y repoblación. En estos casos, los gobiernos serán responsables de que los organismos que se introduzcan estén libres de parásitos".

A continuación se resumen las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, transporte, posesión, liberación o cultivo de las langostas del género *Cherax*.

ARGENTINA

EL artículo 14 de la Resolución 987/97, abrogado en el artículo 19 de la Resolución 1314/2004 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de Argentina menciona que las especie de acociles *C. destructor*, *Procambarus* spp y *Astacus* spp no serán admitidas en el país a los efectos de su cultivo u ornamental (SAGPyA, 2004b). Sin embargo, sí se pueden realizar cultivos de la especie *C. quadricarinatus* (SAGPyA, 2007).

AUSTRALIA

Horwitz (1990) propuso la regulación de las traslocaciones del marron *C. cainii* para evitar la hibridación con *C. tenuimanus* y evitar así que esta última especie se perdiera. Esta propuesta no se llevó a la práctica y cinco años después se encontró que se habían hibridizado en el río Margaret (Arthington y McKenzie, 1997).

Victoria

El marron (*C. cainii*) está considerado como una especie nociva en Victoria, y

está prohibido debido a la posibilidad de establecimiento, la competencia potencial con especies endémicas y los riesgos de enfermedades (Arthington y McKenzie, 1997). El *C. quadricarinatus* no está prohibido, pero se necesitan permisos de cultivo y un certificado sanitario para importar acociles en Victoria (AQIS, 1999).

Sur de Australia

C. quadricarinatus está prohibido en el sur de Australia y *C. tenuimanus* puede ser traslocado con una Excepción Ministerial que certifique que los individuos están libres de enfermedades certificables. Esto es debido a que el movimiento de acociles en el sur de Australia está regido por el Livestock Act de 1997 y el Fisheries Act de 1982, que restringen la importación y liberación de cualquier animal en el estado a menos que se haya declarado libre de enfermedades notificables. Por otra parte, el Departamento de Pesca de Australia ha legislado la prohibición de introducir híbridos exclusivamente machos de *C. rotundus* en ciertas regiones del suroeste de Australia (FMP-160, 2002).

Queensland

Queensland no tiene regulaciones para prohibir la introducción de especies de Australia, pero las autoridades de esta región solo permiten la entrada de organismos cultivados (Horwitz, 1990). Adicionalmente, los organismos destinados a las operaciones acuícolas deben estar libres de enfermedades (AQIS, 1999).

Nueva Gales del Sur

En Nueva Gales del Sur no existen prohibiciones, pero se requiere permisos para cultivar en aguas abiertas (con excepción de las presas) y se debe probar que se toman medidas para prevenir el escape. A nivel sanitario, no existen medidas específicas (AQIS, 1999).

Territorios del Norte

En los Territorios del Norte, el marron y otras es-

pecies no nativas están prohibidas y se requiere permisos para transportar especies dentro del estado.

En resumen, existen elementos en la legislación australiana actual que de alguna manera impiden las introducciones, aunque es de notar las diferencias en las regulaciones de las distintas regiones.

De manera interesante, Horwitz (1990) señala la polémica existente entre los acuacultores y las autoridades de pesca en Australia, ya que los acuacultores insisten en que, para competir en un mercado global, se deben relajar las restricciones. Horwitz considera que se trata de un conflicto entre la conservación, la burocracia y el comercio, por lo que formula tres preguntas:

1) ¿Cuánto pueden los conservacionistas y las autoridades de pesca confiar en los intereses privados para hacer respetar la integridad de las poblaciones naturales al lado o por encima de las comerciales?

2) ¿Cuánto pueden confiar los conservacionistas y los acuacultores en las autoridades de pesca para que muestren tener la habilidad y la voluntad de detectar problemas antes de que sea demasiado tarde?

3) ¿Pueden las autoridades de pesca y los acuacultores llevar a cabo la explotación adecuada de las poblaciones naturales y de las cultivadas, simultáneamente?

Por otra parte, sobre si las leyes debieran ser más estrictas o si la acuicultura se debiera controlar más, Horwitz concluye que es necesario que la implementación de controles sea lo suficientemente positiva como para no llevar a los acuacultores al desaliento y a que terminen por cerrar las granjas o bien a trasgredir la ley y acaben por traslocar ilegalmente a los organismos.

Tasmania

La Comisión de Pesquerías de Aguas Continentales de Tasmania (Tasmanian Inland Fisheries Commission) se opuso a la traslocación del yabby *C. destructor* a ese estado, debido a que su capacidad excavadora puede dañar los canales de riego

y muros de las presas, además de que el cultivo de la especie puede afectar la calidad del agua de las presas. Otras consideraciones para evitar su introducción fueron el riesgo de competencia con acociles nativos y la transmisión de enfermedades (Kailola *et al.*, 1993).

Actualmente el yabby *C. destructor* está considerado como especie nociva en Tasmania y se han llevado a cabo programas de erradicación de sus poblaciones (Arthington y Blühdorn, 1998). Existe un mandato para el control y erradicación del yabby en el Acta de Pesquerías Continentales de 1995 (Inland Fisheries Act 1995), para proteger al acocil nativo en peligro de extinción, *Engaeus granulatus* (Approved Conservation Advice for *Engaeus granulatus*, 2008). Esta ley establece que es ilegal importar, liberar, transferir o poseer yabbies en Tasmania.

Se ha acusado al gobierno de Australia de no reaccionar ante las traslocaciones de las langostas de agua dulce. En 1970, el departamento de pesca del oeste de Australia tenía conocimiento de que había yabbies establecidos en varias presas de esta región; sin embargo, no hizo nada para frenar su dispersión. En 1985, ante una queja de un particular sobre los daños a los crustáceos nativos, el departamento de pesca se limitó a lanzar un comunicado de prensa advirtiendo de estos daños, a pesar de que, de acuerdo con la legislación de Australia occidental (parte IV - Misceláneos, Sección 36A, Acta de Pesca de Australia Occidental), se puede declarar una especie como nociva, y proceder de manera autorizada a su control. Asimismo, en la Sección 36B de la misma Acta se autoriza su erradicación. En contraste, en Tasmania sí se autorizó la erradicación de *C. destructor*, aunque demasiado tarde y sin éxito. Finalmente, en Australia continental se adoptó como medida de control la limitación de licencias para el cultivo del yabby en las zonas en donde radican las especies nativas (y endémicas).

Si bien la legislación al interior de Australia podría parecer laxa, las autoridades australianas son de las más rigurosas a nivel mundial en im-

portaciones de organismos vivos y congelados o procesados. Por ello, Lawrence (1993) sugiere que es indispensable desarrollar y adoptar guías para controlar y manejar aquellas especies exóticas que se pretenda introducir en los países, considerando las desarrolladas en Australia.

COLOMBIA

En la Resolución No. 1186, establecida el 1 de noviembre de 1996, se autoriza la introducción al país de la langosta de agua dulce *Cherax quadricarinatus* especie foránea, exótica, no nativa o alienígena, que será importada en estado larval y/o juvenil desde los Estados Unidos de América (Young, 2006).

ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA

Arizona

El Departamento de Caza y Pesca de Arizona revisó y denegó la importación de las especies del género *Cherax* para la acuicultura y la industria alimenticia (NMAISAC, 2008).

Florida

En el estado de Florida se prohíbe importar, vender, poseer o transportar huevos u organismos vivos de cualquier especie del género *Cherax*, con excepción de *C. quadricarinatus*, que puede ser cultivado solo en tanques con sistema cerrado y que cuenten con medidas preventivas para asegurar que no escapen los organismos (Florida Department of Agriculture and Consumer Services, 2005; Florida Constitutional Law, 2007).

Idaho

En el estado de Idaho existe una prohibición total hacia *Cherax quadricarinatus* y *C. tenuimanus* (Lukens, com. pers.).

Illinois

Se ha prohibido la introducción de todas las langostas australianas del género *Cherax* debido a que estos organismos invariablemente escapan de las granjas de cultivo (Lodge *et al.*, 2000).

Mississippi

La especie *Cherax destructor* se encuentra en la lista de especies de invertebrados prohibidas en este estado (EPA, 2000).

Missouri

Las langostas de agua dulce australianas del género *Cherax* se encuentran dentro de la lista de especies prohibidas del estado de Missouri, por lo que se prohíbe su compra, venta, importación, exportación, transporte o posesión sin un permiso escrito del Director del Departamento de Conservación de este estado (Missouri Register, 2005).

Nevada

En el estado de Nevada existe una prohibición total hacia toda la familia Parastacidae (Lukens pers. com.).

Nuevo México

El Departamento de Caza y Pesca de Nuevo México prohibió la importación de las especies del género *Cherax* para la acuicultura y la industria alimenticia. Lo anterior se determinó debido a que los cuerpos de agua derivados de aguas termales subterráneas son un ambiente viable para estos organismos exóticos (NMAISAC, 2008).

Ohio

En el estado de Ohio es ilegal importar, vender o poseer, por cualquier motivo, las especies *C. destructor*, *C. tenuimanus* y *C. cainii*. La especie *C. quadricarinatus* puede ser cultivada fuera de cuerpos de agua naturales, siempre que haya medidas de prevención de escape de nivel 2 (Ohio Department of Natural Resources, 2004).

Texas

En agosto del 2006 se adoptó un cambio en las reglas de peces, moluscos y plantas acuáticas exóticas dañinas o potencialmente dañinas, con el cual se permitió la posesión, cultivo y venta de una especie del género *Cherax* (*C. quadricarinatus*). Sin embar-

go, en los últimos años se ha abierto una discusión para prohibir esta especie debido al riesgo que representa para el ambiente (Durocher, 2008).

Utah

Existe una prohibición total para coleccionar, importar y poseer cualquier especie de la familia Parastacidae, con excepción de *C. quadricarinatus*, que se clasifica como una 'especie controlada' y requiere un certificado de registro para su posesión e importación, debido a que puede ocasionar daños a las poblaciones nativas (Division of Administrative Rules, 2008).

Virginia

Todas las especies del género *Cherax* se clasifican como depredadoras e indeseables y se requiere un permiso especial para importarlas, poseerlas o venderlas (VDGIF, 2005).

En resumen, aunque en la mayoría de los estados americanos las regulaciones varían, existe un consenso generalizado de prohibición del género *Cherax* (y de otros acociles), con excepción de *C. quadricarinatus*, especie que se puede cultivar fuera de aguas abiertas y bajo un esquema de bioseguridad. En la siguiente figura, se ilustra la política adoptada por los estados próximos a los Grandes Lagos en cuanto a la prohibición de especies de acociles (Figura 20).

FILIPINAS

El Pánel de Análisis de Riesgo de Importaciones (IRAP) de Filipinas aprobó la tramitación de un permiso de importación de *Cherax*, solo con motivos experimentales y con la condición de que los organismos experimentales fueran confinados hasta que se realizaran más estudios sobre los posibles impactos ecológicos que estas especies pudieran provocar (Paclibare *et al.*, 2004).

Ante la propuesta de introducir *C. quadricarinatus* con fines comerciales, el IRAP decidió actuar con reserva debido al incremento en la oposición de ciertas partes, especialmente después de que se

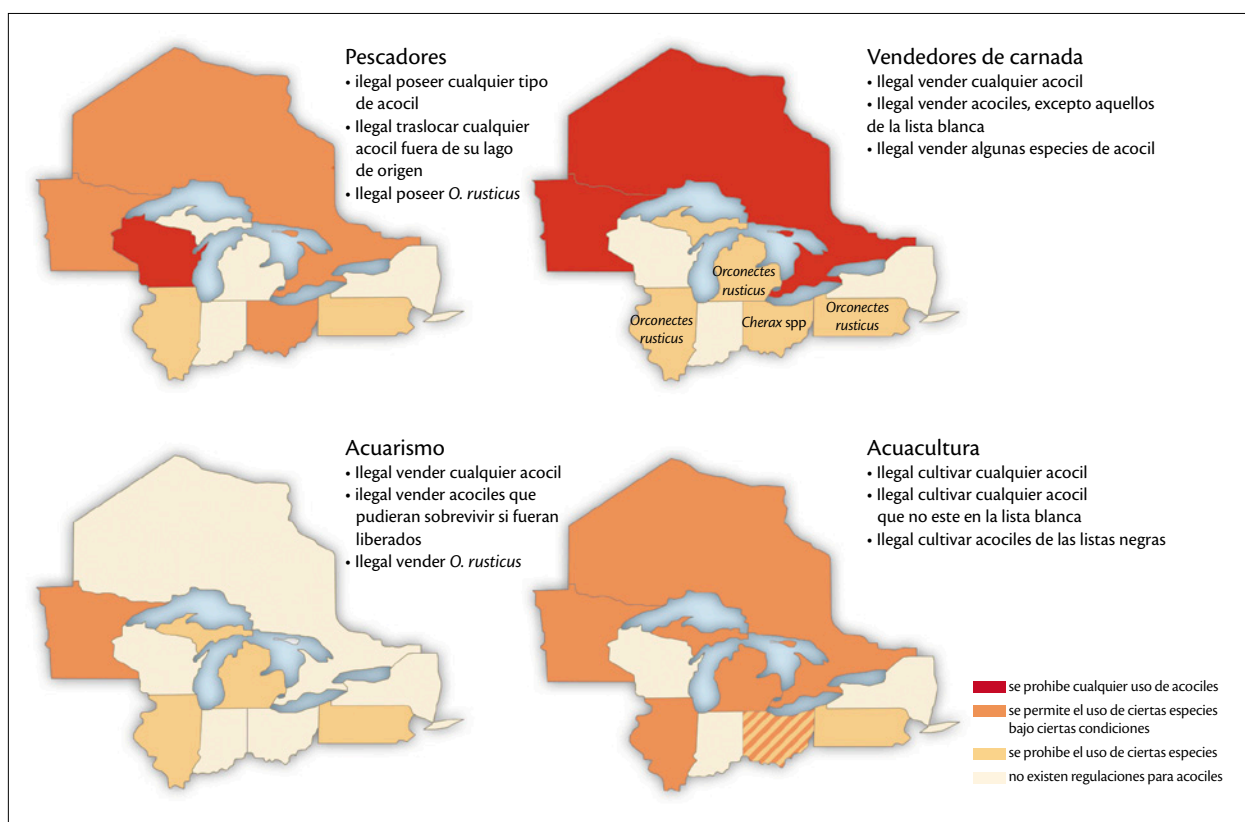


Figura 20. Resumen de las regulaciones para uso, posesión o venta de acociles dirigidas en los Grandes Lagos (tomado de Peters y Lodge, 2009).

encontró que esta especie puede ser portadora del virus de la mancha blanca (Paclibare *et al.*, 2004).

GUATEMALA

La especie *Cherax quadricarinatus* se encuentra dentro de la lista gris, es decir, se considera una especie cuyo carácter invasor es conocido, pero cuyo riesgo se puede asumir y manejar debido a la posibilidad de usos y fines derivados de la especie (Unidad Técnica de Especies Exóticas, 2004).

JAPÓN

Todas las especies del género *Cherax* son parte de la lista de especies exóticas invasoras bajo el Acta de Especies Exóticas Invasoras, efectiva desde junio del 2005 (Ministry of the Environment, 2006).

NUEVA ZELANDA

Las especies *C. quadricarinatus* y *C. tenuimanus* se consideran de manera oficial una plaga, por lo que el cultivo de estas especies ha quedado prohibida (Ministry for the Environment, 2002).

SUDÁFRICA

Desde 1997, está prohibida la importación a Sudáfrica de cualquier especie del género *Cherax* (*C. albidus*, *C. destructor*, *C. esculus* y *C. quadricarinatus*), con excepción de la especie *C. tenuimanus*. Sin embargo, numerosos productores han pedido permisos para importar estas especies (sobre todo *C. quadricarinatus*) y, aunque oficialmente los permisos se deben negar, se han registrado casos en los que han sido otorgados.

SWAZILANDIA

En la década de los noventa se otorgó un permiso para abrir una granja de producción de *C. quadricarinatus* en Swazilandia (de Moor, 2004). Debido a la falta de coherencia en la aplicación de las leyes en esta región, se busca crear una autoridad central encargada del otorgamiento de cualquier tipo de permisos (de Moor, 2004).

UNIÓN EUROPEA

En muchos países de la Comunidad Europea, la situación de las poblaciones de acociles dulceacuícolas nativos se ha vuelto extremadamente difícil. Además de la presión provocada por las actividades humanas, que genera la destrucción de hábitats y contaminación del agua, estos organismos están sujetos a la competencia por recursos con las especies exóticas que han sido introducidas accidental o deliberadamente en algunos países (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

La mayoría de los países en Europa tienen una legislación enfocada en proteger sus poblaciones nativas de acociles dulceacuícolas de la sobreexplotación, modificación del hábitat, contaminación y la liberación de especies exóticas que se convierten en plagas. Sin embargo, se han encontrado ciertos huecos en dicha legislación, que no han permitido cumplir con esos objetivos cabalmente (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

La principal problemática es que la legislación es muy diferente de país a país e involucra diferentes niveles administrativos, lo que, por diferencias de poder político y financiero, provoca deficiencias en la toma de decisiones (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

Se recomienda unificar la legislación en toda la Unión Europea, subrayar los riesgos sanitarios de importar este tipo de organismos, y aumentar la conciencia pública sobre este problema. Por último, se enfatiza la necesidad de establecer regulaciones específicas para cada especie (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

Alemania

Actualmente, las especies exóticas de langosta de agua dulce pueden ser libremente introducidas en Alemania. No obstante, en 1989 la república alemana prohibió la importación de cualquier especie exótica con motivos comerciales, debido a las plagas de acociles dulceacuícolas que se venían presentando. Sin embargo, dada la presión de los importadores, en 1994, la corte europea de justicia levantó esta prohibición bajo el razonamiento de que, con esta restricción, Alemania estaba cometiendo una violación al tratado de libre comercio de la Comisión Europea (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

Austria

Cada una de las nueve provincias federales de Austria es soberana en la legislación de numerosos asuntos, incluyendo la pesca y la conservación de la naturaleza, lo que genera nueve leyes y regulaciones diferentes. En lo referente a la liberación de especies exóticas en el medio, las leyes de conservación de las provincias federales son muy estrictas. La liberación de especímenes en el medio natural está restringida y solamente puede llevarse a cabo mediante la adquisición de un permiso especial expedido por las autoridades responsables. La liberación de organismos sin este permiso es una violación a la ley que se castiga con multas altas (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

Francia

La ley (art. L 431-2 Code de L'environnement) establece que la introducción de especies que puedan ocasionar un desequilibrio ecológico, o la introducción sin permiso de cualquier especie no autorizada (como las del género *Cherax*), se castigará con una multa de hasta 60,000 francos (Vigneux *et al.*, 2002).

Inglaterra

En 1996 se creó la orden de prohibición para mantener peces vivos (incluyendo acociles dul-

ceacuículas), la cual establece como una ofensa el tener cualquier acocil dulceacuícola exótico en Inglaterra y Gales sin una licencia. A las granjas ya existentes se les permitió continuar, pero no se permite la creación de nuevas granjas a menos que se operen bajo techo, con sitios a prueba de escapes y que sean registradas por las autoridades. Se permite tener organismos exóticos de este tipo solo cuando son para consumo humano directo, y una especie, *C. quadricarinatus*, se ha identificado como una especie tropical, por lo que puede mantenerse en acuarios bajo techo (Vigneux *et al.*, 2002; Holdich y Pöckl, 2005).

Irlanda

En este país se prohíbe la introducción de cualquier especie de acociles dulceacuículas con fines comerciales. Los permisos de introducción con fines científicos se expiden solo una vez por año (Vigneux *et al.*, 2002).

Italia

Solo una ley nacional prohíbe la introducción de todas las especies exóticas de acociles dulceacuículas en el ambiente natural, particularmente a las áreas naturales protegidas (L. 394/91, artículo 11.3 a), Sin embargo, otra ley nacional (D.P.R. 357/97, artículo 12.3) declara que se puede autorizar la introducción de especies exóticas si se presenta evidencia de que se realizó un estudio científico que considere estas regulaciones. La legislación regional toma en consideración estas regulaciones solo en ocasiones, por lo que se recomienda que la introducción de acociles dulceacuículas exóticos sea formalmente prohibida tanto por las leyes nacionales como las regionales (Vigneux *et al.*, 2002).

Noruega

Está prohibido importar a Noruega organismos vivos o muertos sin hervir. Esta prohibición incluye a los acociles dulceacuículas que se quieran introducir por motivos ornamentales. No se permite liberar o mantener organismos en jaulas fuera de la

localidad donde hayan sido pescados. Los organismos muertos o enfermos no deben ser depositados en cuerpos de agua. El equipo involucrado en la pesca de estos organismos debe ser desinfectado o secado entre temporadas y antes de su uso en otro cuerpo de agua. Los contenedores con agua no deben ser vaciados directamente en un cuerpo de agua (Vigneux *et al.*, 2002).

Suiza

Las langostas de agua dulce están reguladas por la legislación de pesca suiza, en la cual se establece que todas las especies exóticas se consideran como indeseables y, por ello, la importación, introducción y transportación de organismos vivos queda prohibida, con excepción del género *Cherax*, que puede ser mantenido en cajas frías, sin ningún tipo de contacto con el agua hasta su consumo (Hefti y Stucki, 2006).

MARCO LEGAL NACIONAL

En el caso particular de México, existen las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-010-PESC-1993 y NOM-011-PESC-1993), las cuales establecen los requisitos sanitarios y establecimientos de cuarentenas para determinar la introducción de organismos acuáticos vivos destinados a la acuicultura u ornato en el territorio nacional. En las listas de especies mencionadas en dichas normas, *C. quadricarinatus* se encuentra autorizada para su introducción.

Por otra parte, la Carta Nacional Pesquera, publicada en 2000 (DOF, 2000 a y b) es un instrumento legal, que considera la participación tanto de usuarios como de la academia, y que busca informar al público de manera clara y transparente (Álvarez-Torres, 2002). La Carta se ha actualizado en varias ocasiones, por lo que sus lineamientos y estrategias de manejo han ido cambiando de la manera en que se muestra en el siguiente la tabla 10.

Si bien las normas de requisito de ingreso al país y medidas cuarentenarias se conservaron, y nuevas se anexaron (sobre ausencia de enfermedades vira-

les en crustáceos), como marca la ley, es evidente que las recomendaciones se fueron simplificando y alejando paulatinamente del principio precautorio. Antes de introducir especies exóticas a las cuencas y cuerpos de agua de México se deben observar los siguientes reglamentos y códigos: el Código de Conducta para la Pesca Responsable y su Enfoque Precautorio, los Códigos Sanitarios Internacionales, como los desarrollados por la Comisión Ase-

sora de la Pesca Continental de Europa (EIFAC), el Consejo Internacional para la Exploración de los Mares (ICES), el Código de Salud Animal de la Oficina Internacional de Epizootias (OIE), la propia legislación mexicana como la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LEGEEPA), la Ley de Pesca y su Reglamento y, por último, cumplir con las Normas Ecológicas vigentes del Sector Pesca.

Tabla 10. Recomendaciones emitidas en la Carta Nacional Pesquera en torno al cultivo de especies de <i>Cherax</i> en 2002, 2004 y 2006 (Fuente: DOF, 2002, 2004, 2006)		
Medidas de manejo		
2002	2004	2006
NOM-010-PESC-1993. D.O.F. 15-06-94. NOM-011-PESC-1993. D.O.F. 14-07-94. Imperativo que todas las introducciones y movilizaciones de estas especies en México, queden registradas oficialmente y con los permisos respectivos, cumpliendo con las Normas oficiales establecidas de cuarentena.	NOM-010-PESC-1993. D.O.F. 15-06-94. NOM-011-PESC-1993. D.O.F. 14-07-94. Dado que es una especie introducida, futuras introducciones y movilizaciones de esta especie en México, deberán ser registradas oficialmente y obtenerse los permisos respectivos, cumpliendo con las Normas Oficiales establecidas.	NOM-010-PESC-1993. D.O.F. 15-06-94. NOM-011-PESC-1993. D.O.F. 14-07-94. NOM-EM-006-PESC-2004. D.O.F. 26-01-04 Dado que es una especie introducida, futuras introducciones y movilizaciones de esta especie en México, deberán ser registradas oficialmente y obtenerse los permisos respectivos, cumpliendo con las Normas Oficiales establecidas.
Consideración sobre la especie		
2002	2004	2006
Se considera una especie que puede generar riesgo hacia las especies nativas.	Es una especie que ha mostrado buenos resultados de producción en Tamaulipas y presenta alto potencial de producción comercial para otros estados del país, como una estrategia de diversificación productiva, y como complemento a la industria agrícola.	Es una especie que ha mostrado buenos resultados de producción en Tamaulipas y presenta potencial de producción comercial para otros estados con abundante agua dulce.



Tabla 10. Recomendaciones emitidas en la Carta Nacional Pesquera en torno al cultivo de especies de *Cherax* en 2002, 2004 y 2006 (Fuente: DOF, 2002, 2004, 2006).

Control de manejo		
2002	2004	2006
<p>La integración de esta especie a la carta se debe a que ya existen cultivos en el país, sin embargo la tecnología del cultivo de esta especie no se ha dado en cuerpos de agua de Jurisdicción Federal, por lo que se recomienda que el aprovechamiento de esta especie se haga exclusivamente en cuerpos de agua NO catalogados de Jurisdicción Federal. Necesario diseñar laboratorios y estanquería que eviten el escape de larvas o juveniles al medio natural.</p> <p>Es necesario certificar y normar que las especies introducidas no sean portadoras de enfermedades que puedan afectar a las especies nativas de crustáceos y fauna acuática, como ha sido el caso en otros países. Indispensable realizar un estudio de mercado que garantice la viabilidad económica del cultivo de esta especie.</p> <p>En el ámbito de la investigación es necesario realizar estudios sobre: enfermedades transmisibles por <i>Cherax</i> y su posible impacto en especies endémicas.</p>	<p>El aprovechamiento de la especie debe realizarse bajo ciertas consideraciones:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Dado que es una especie de reciente incorporación a la fase productiva, se recomienda contar con asesoría calificada para su cultivo. 2) Se debe contar con laboratorio, estanques que eviten la fuga de organismos, infraestructura de manejo, que permitan un control adecuado de la especie. 3) Se deben contemplar trampas en los drenajes de las instalaciones de manejo y cultivo para el control de la especie a fin de evitar escapes de juveniles y adultos al medio natural. 4) Se recomienda utilizar estrategias de las cosecha dentro del estanque de cultivo, ya sea trampas de flujo o colecta individual. 5) Se recomienda utilizar sistemas de aireación en los estanques con el fin de reducir los volúmenes de agua utilizados para el cultivo y mejorar la producción. 6) Es necesario certificar a las especies introducidas para corroborar que no sean portadoras de enfermedades que puedan afectar a las especies nativas de crustáceos y fauna acuática. 7) Realizar estudios de mercado que garanticen la viabilidad económica del cultivo de esta especie. 8) Se recomienda fortalecer la agrupación de productores comerciales con apoyos para la optimización tecnológica y el establecimiento de canales de comercialización. <p>En el ámbito de la investigación se están realizando estudios encaminados a optimizar el cultivo de la especie.</p>	<p>El aprovechamiento de la especie debe realizarse bajo ciertas consideraciones:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Dado que es una especie de reciente incorporación a la fase productiva, se recomienda contar con asesoría calificada para su cultivo. 2) Es imprescindible que la operación se realice en estanques que garanticen que no exista fuga de organismos, y que permitan un control adecuado de la especie. 3) Se deben instalar trampas en los drenajes de las instalaciones de manejo y cultivo para el control de la especie a fin de evitar escapes de juveniles y adultos al medio natural. 4) Se recomienda utilizar sistemas de aireación en los estanques con el fin de reducir los volúmenes de agua utilizados para el cultivo y mejorar la rentabilidad de la producción. 5) Es necesario certificar a las especies introducidas para corroborar que no sean portadoras de enfermedades que puedan afectar a las especies nativas de crustáceos y fauna acuática. 6) Se debe de implementar un programa de sanidad, ya que existen enfermedades con impacto económico. 7) Realizar estudios de mercado. 8) Mejorar la tecnología de cultivo, con el objeto de cubrir la demanda del mercado en forma y tiempo, ya que el desabasto es una limitante para su comercialización. 9) Se recomienda fortalecer la agrupación de productores comerciales con apoyos para la optimización tecnológica y el establecimiento de canales de comercialización. <p>En el ámbito de la investigación se están realizando estudios encaminados a optimizar el cultivo de la especie.</p>

ANÁLISIS DE RIESGO

La invasión de las especies exóticas se considera como uno de los principales problemas del siglo XXI y en numerosas ocasiones diversos autores se han referido a este fenómeno como la segunda causa de pérdida de biodiversidad (Díaz *et al.*, 2006; Clavero *et al.*, 2009). En México, lamentablemente, los impactos de las especies invasoras suelen pasar inadvertidos debido a la gran diversidad biológica que posee el país y a la falta de monitoreo continuo e identificación taxonómica precisa.

La introducción de especies exóticas se debe, en parte, al comercio internacional (Hernández *et al.*, 2002), y sigue el curso de los diversos procesos que conlleva la globalización y la mejora de los medios de transporte (CONABIO, Aridamérica, GECI, TNC, 2006). En el caso particular de las especies acuáticas, Welcomme (1992) menciona que, a nivel internacional, las especies acuáticas invasoras se propagan por medio de la acuicultura, el acuarismo y el agua de lastre. En México se cumplen las dos primeras y se añade la pesca. Para tener una idea del impresionante volumen de organismos exóticos que ingresan al país, tan solo en el año 2004 se importaron a México 10 000 956 peces de ornato. Esto, sin lugar a dudas, constituye no solo un motivo de preocupación, sino un gran reto, ya que para establecer lineamientos orientados al ejercicio responsable del acuarismo, la acuicultura y la pesca, se requieren mecanismos que permitan identificar a aquellas especies que representen un riesgo potencial para la biodiversidad nacional.

Una de las mejores acciones para enfrentar este grave problema es la prevención (Kolar y Lodge, 2002). Esta acción es más costeable, económica y ambientalmente amigable que cualquier medida de remediación aplicada para combatir una introducción (Shine *et al.*, 2000). Considerando la severidad de los daños, se deben crear, promover y aplicar medidas locales e internacionales para que la introducción de nuevas especies, o su reintroducción en ciertos casos, se lleve a cabo de manera selectiva o se evite de ser necesario. Las acciones preventivas son diferentes si se trata de introducciones intencionales que si son accidentales. En ambos casos, se requiere que las rutas o vías potenciales para las invasiones sean conocidas y que se puedan identificar las especies invasoras potenciales. Ambos aspectos son necesarios para conocer detalladamente su potencial invasivo y para

su regulación. La información sobre las rutas y la identificación de especies podría compartirse a nivel global mediante la creación de bases de datos locales e internacionales a las que se puede recurrir en caso de un riesgo de invasión en cualquier país. Esto resulta indispensable para proteger a los ecosistemas de las introducciones no intencionales.

Para las introducciones intencionales, existe un proceso definido, basado en el análisis de los riesgos potenciales de las especies que se pretende introducir, incluido el riesgo de invasión. A este respecto, se ha señalado al análisis de riesgo como una herramienta que permite evaluar la posibilidad de que una especie se convierta en problemática al ser introducida en un nuevo ecosistema (Copp *et al.*, 2005a). Este tipo de análisis ayuda a determinar las acciones prioritarias encaminadas

a evitar el establecimiento de agentes invasores o epidemias. Las acciones son de tipo preventivo y permiten descartar labores más difíciles y onerosas, como la erradicación, el control y el manejo. En varios países ya se han implementado análisis de riesgos dirigidos a la prevención, control de entrada, establecimiento o esparcimiento de plagas y enfermedades que pudieran causar daños significativos al medio ambiente y a la humanidad (Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, 2007). Además, los análisis de riesgo facilitan el marco de trabajo para el manejo de especies exóticas de peces durante las importaciones (Copp *et al.*, 2005b).

Tomando en cuenta todo lo anterior, se llevaron a cabo dos análisis de riesgo de tipo genérico (Tabla 11).

Tabla 11. FI-ISK					
Herramienta de Clasificación de Riesgo para Invertebrados dulceacuícolas <i>Freshwater Invertebrate Invasiveness Scoring Kit</i> (Tricarico, <i>et al.</i> , 2009)					
Nombre científico: <i>Cherax</i> . Nombre común: langosta de agua dulce australiana. Asesor: Roberto Mendoza					
Aspecto					
Pregunta	Biogeográfico/histórico		Respuesta	Comentarios y Referencias	Certidumbre
1	1.01	¿Está adaptada la especie para la acuicultura o propósitos ornamentales?	Sí	Citas de la sección acuicultura y acuarismo.	4
2	1.02	¿Se ha naturalizado la especie en los lugares en donde se han introducido?	Sí	Citas de Introducciones Nacionales e Internacionales.	4
3	1.03	¿Tiene la especie razas, variedades o subespecies invasoras?	Sí	Sí puesto que incluso dentro de Australia está prohibida la translocación de los Yabbies.	4
4	2.01	¿Tiene la especie una tolerancia a las condiciones climáticas del área de la evaluación del riesgo, en su época reproductiva (1-baja, 2-intermedia, 3-alta)?	3	<i>C. quadricarinatus</i> está considerada como una especie tropical y ya se ha establecido en ambientes de este tipo como en Sudáfrica. Sin contar con los establecimientos en México.	4
5	2.02	¿Cuál es la calidad de la información para determinar la coincidencia climática (1-baja; 2-intermedia; 3-alta)?	3	Modelos climático GBIF, Climate y MaxEnt.	4
6	2.03	¿Tiene la especie una amplia adaptabilidad climática (versatilidad ambiental)?	Sí	Citas en la sección de Acuicultura que reportan desde 10 hasta 34 °C para diferentes especies.	4
7	2.04	¿La especie es nativa, o se ha naturalizado en regiones con climas similares a los del área de la evaluación de riesgo?	Sí	Como se puede constatar en la sección de introducciones internacionales se ha establecido en varios países de África y América Latina.	4

→

Tabla 11. FI-ISK (continúa)

8	2.05	¿Tiene la especie antecedentes de haber sido introducida exitosamente (i.e. se ha establecido) fuera de su rango de distribución natural?	Sí	Se puede constatar en el mapa nacional que se ha establecido en todos aquellos lugares donde se cultivo.	4
9	3.01	¿La especie se ha naturalizado (establecido poblaciones viables) más allá de su rango de distribución nativa?	Sí	Ver la sección de introducciones internacionales.	4
10	3.02	En el rango en el cual se naturalizó la especie, ¿se conocen impactos a poblaciones silvestres de especies comerciales o de pesca deportiva?	Sí	Se le atribuye al movimiento de esta especie la dispersión de enfermedades	4
11	3.03	En el rango en el cual se naturalizó la especie, ¿se conocen impactos a especies producidas por la acuicultura o para uso ornamental?	Sí	Se le atribuye dispersión de enfermedades y el descenso de poblaciones de especies nativas.	4
12	3.04	En el rango en el cual se naturalizó la especie, ¿se conocen impactos a ríos, lagos o a los servicios que proporciona un ecosistema?	Sí	<i>C. destructor</i> generalmente causa daños a la infraestructura al cavar sus madrigueras y existen evidencias de que <i>Cherax quadricarinatus</i> también realiza este tipo de impacto.	4
13	3.05	¿Tiene la especie congéneres invasivos?	Sí	<i>C. cainii</i> , <i>C. destructor</i> , <i>C. quadricarinatus</i>	4
14	4.01	¿La especie es venenosa, o representa un riesgo para la salud humana?	Sí	Puede transmitir cianobacterias peligrosas para el hombre. Y el consumo de acociles infectados por hongos (<i>Psorospermium</i>) o bacterias (<i>Vibrio mimicum</i>) puede tener repercusiones en la salud humana.	4
15	4.02	¿Compete la especie con especies nativas?	Sí	Varias de las especies del género son sumamente agresivas, ver sección de Comportamiento.	4
16	4.03	¿La especie parasita a otras especies o actúa como depredador?	Sí	Sí hay evidencia documental de su habilidad como depredadores.	4
17	4.04	¿La especie le desagrada a, o carece de, depredadores naturales?	No	No existen referencias al respecto.	4
18	4.05	¿Se alimenta la especie de especies nativas?	Sí	En Tamaulipas se han visto reducidas las poblaciones de crustáceos nativos desde la aparición de <i>Cherax</i> .	4
19	4.06	¿Es la especie hospedera, o es un vector, de parásitos y patógenos reconocidos, especialmente no nativos?	Sí	Ver sección Enfermedades.	4
20	4.07	¿Alcanza la especie un gran tamaño corporal (> 10 cm LT) (más propicia a ser liberada)?	Sí	En las colectas de Tamaulipas se registraron ejemplares de más de 20 cm.	4
21	4.08	¿Tiene la especie una amplia tolerancia salina o es eurihalina en alguna etapa de su ciclo de vida?	Sí	Dependiendo de la especie pueden habitar en un rango de 0 a 25 ppt.	4
22	4.09	¿Es la especie tolerante a la desecación en alguna etapa de su ciclo de vida?	Sí	Tienen habilidad para permanecer mucho tiempo fuera del agua debido a que pueden almacenar agua en las branquias.	4
23	4.10	¿Es la especie tolerante a un amplio rango de condiciones de velocidad del agua (versátil en la utilización de su hábitat)?	Sí	Considerando su tolerancia y el gran número de localidades a nivel mundial donde se ha establecido.	4



Tabla 11. FI-ISK (continúa)

24	4.11	¿La alimentación u otros comportamientos de la especie modifican o reducen la calidad del hábitat para las especies nativas?	Sí	Sí debido a la afectación a las macrofitas y por la turbidez que causan cuando excavan.	4
25	4.12	¿Requiere la especie de un tamaño de población mínimo para mantener poblaciones viables?	No	Con una pareja o una hembra impregnada es suficiente.	4
26	5.01	¿Tiene la especie un amplio rango de temperatura?	Sí	Ver sección Acuacultura.	4
27	5.02	Es la especie un depredador voráz?	Sí	Existe evidencia documental y son muy conocidos sus hábitos canibalísticos.	4
28	5.03	¿La especie es omnívora?	Sí	Son altamente adaptables respecto a su nutrición y generalmente se consideran omnívoros y oportunistas (Sección Acuacultura - Dieta).	4
29	5.04	¿La especie es planctívora o detritívora?	Sí	Ver sección Acultura – Dieta.	4
30	6.01	¿La especie exhibe cuidado paterno y/o es capaz de adelantar su madurez sexual en respuesta al medio ambiente?	Si	Se puede considerar que son estrategias K ya que las crías eclosionan en estadio juvenil.	4
31	6.02	¿Produce la especie gametos viables?	Sí	Sí particularmente por el cuidado parental, ver sección Reproducción.	4
32	6.03	¿La especie se hibridiza naturalmente con especies nativas?	Sí	No existen evidencias.	4
33	6.04	¿La especie es hermafrodita o ginogenética?	No	No existe evidencia, aunque se presentan organismos intersexuados y existe un reporte que afirma que existen hermafroditas, pero no menciona si son funcionales.	4
34	6.05	¿La especie depende de la presencia de otra especie (o una característica específica del hábitat) para completar su ciclo de vida?	No	No	4
35	6.06	¿La especie es altamente fecunda, es iteropara o tiene una larga temporada de reproducción?	Sí	Llegan a desovar hasta 1000 huevos y se pueden reproducir hasta 5 veces por año.	4
36	6.07	¿Cuál es el tiempo generacional mínimo conocido para la especie (en años)?	1	Ver sección Reproducción.	4
37	7.01	¿Puede la especie ser dispersada involuntariamente en alguna etapa de su vida?	Sí	Sí por ejemplo por huracanes e inundaciones, como ya ha sucedido en México.	4
38	7.02	¿Puede la especie ser dispersada en alguna etapa de su vida intencionalmente por el humano (y existen hábitats apropiados abundantes en las cercanías)?	Sí	Sí, de esta manera se ha introducido en múltiples países.	4
39	7.03	¿Puede la especie ser dispersada en alguna etapa de su vida como un contaminante de materias primas?	No	No hay evidencias.	4
40	7.04	¿Su dispersión natural ocurre en función de la dispersión de sus huevos y /o del movimiento de un sustrato adecuado?	No	No porque los huevos se adhieren a los pleópodos durante la etapa larvaria.	4



Tabla 11. FI-ISK (concluye)					
41	7.05	¿Su dispersión natural ocurre en función de la dispersión de sus larvas (a lo largo de hábitats lineares y/o transitorios)?	Sí	Si, juveniles y adultos se dispersan por si solos, inclusive fuera del agua.	4
42	7.06	¿Migran los adultos o juveniles de la especie (ej. reproducción, alimentación)?	No	No son especies migradoras.	4
43	7.07	Se sabe si alguna de las etapas de vida de la especie es dispersada por otros animals (externamente)?	No	No hay evidencia al respecto.	4
44	7.08	¿La dispersión de la especie depende de su densidad?	Sí	Debido a su comportamiento territorial se efectua la dispersión de los organismos más debiles.	4
45	8.01	¿Alguna etapa de su vida puede sobrevivir al transporte fuera del agua?	Sí	Pueden sobrevivir mucho tiempo fuera del agua.	4
46	8.02	¿Tolera la especie un amplio rango de condiciones de calidad del agua, especialmente carencia de oxígeno y temperaturas altas?	Sí	Ver sección Acuicultura.	4
47	8.03	¿La especie es sensible a agentes de control químico?	Sí	Ver sección Control de Poblaciones.	4
48	8.04	¿La especie tolera o se beneficia de disturbios ambientales?	Sí	Algunas perturbaciones pueden originar refugios habitables por estos organismos. Además de que toleran diferentes condiciones.	3
49	8.05	¿Hay enemigos naturales de la especie presentes en el área de la evaluación de riesgo?	No se sabe	Aunque existen depredadores potenciales (aves, felinos, roedores, etc.) no se conoce de su eficacia para controlar poblaciones.	4

Resultado Final:	Se rechaza
Puntuación:	45
Biogeografía	20
Desglose de la puntuación: características no deseables	11
Biología/Ecología	14
Biogeografía	10
Preguntas contestadas: características no deseables	12
Biología/Ecología	23
Total	45
Relacionados con la acuicultura	31
Sector afectado: ambiental	38
Nociva	3
Total de preguntas:	49

**EVALUACIÓN CON BASE EN LAS GUÍAS RÁPIDAS DE LA COMISIÓN DE COOPERACIÓN
DEL MEDIO AMBIENTE PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN
POR ESPECIES NO NATIVAS O EXÓTICAS (CCA, 2009)**

Etapa. 1 ¿Califica la especie para ser evaluada?		
	Criterios	Respuesta
1a	La especie no es nativa y no está establecida en el país.	
1b	La especie no es nativa, ya está establecida en el país, y es capaz de expandirse rápidamente (considerando la biología de la especie y la frecuencia de introducción).	
1c	La especie no es nativa, ya está establecida en el país, alcanzó los límites probables de expansión y es lo suficientemente diferente a nivel genético (variedades naturales, subespecies), para implicar algún riesgo, ó lo suficientemente cercanas a nivel genético para implicar algún riesgo de hibridación.	SI
1d	La especie no es nativa, ya está establecida en el país, alcanzó los límites probables de expansión y no exhibe ninguna de las características a nivel genético mencionadas en el inciso 1c.	
2a	La especie es nativa en el ecosistema receptor, pero la variedad/subespecies/híbrido propuesto es lo suficientemente diferente a nivel genético para implicar algún riesgo, o lo suficientemente cercano a nivel genético para implicar algún riesgo de hibridación, para ser introducido.	
2b	La especie es nativa en el ecosistema receptor y no exhibe ninguna de las características genéticas mencionadas en el inciso 2ª.	

Etapa 2: ¿Cuál es la probabilidad de que la especie se establezca y se propague?	
Criterios	Puntuación
Es poco probable que la especie exótica encuentre las condiciones ecológicas necesarias para sobrevivir.	0
La especie exótica no es capaz o es muy poco probable que sea capaz de reproducirse (ej. inhabilidad para encontrar pareja, estéril, o que pueda completar su ciclo de vida).	10
No se tienen antecedentes de establecimiento de la especie exótica fuera de su área natural de distribución o en hábitats similares a los encontrados en el país. En caso de tener antecedentes de establecimiento fuera de su rango nativo en hábitats similares a los encontrados en el país, no ha mostrado evidencia de expansión.	50
La especie exótica se ha introducido intencionalmente con el propósito de que se establezca; existen antecedentes probados de su rápido establecimiento en un nuevo ambiente, similar a los encontrados en el país y existen evidencias convincentes de que la especie exótica es capaz de expandirse.	100

*Se señalan con amarillo las opciones seleccionadas para el presente análisis de riesgo

Etapa 3: Si se establece la especie, ¿cuáles son las consecuencias negativas demostradas e intangibles? ¿Cumple con la definición de especie invasora?	
Criterios	Puntuación
La especie exótica ha producido de manera consistente daños económicos serios o moderados en otras localidades y/o ha causado de manera consistente daños ecológicos serios o moderados a una o más de las siguientes: 1) especies clave, 2) algún componente biótico importante de ecosistemas valorizados por el hombre u otros cambios significativos a hábitats valorizados, 3) biodiversidad nativa, o 4) especies amenazadas o en peligro de extinción. Este daño potencial estaría dirigido hacia componentes similares presentes en el país.	100
Se ha reportado que la especie exótica, en ocasiones ha causado daños económicos serios o moderados en otras localidades y/o ha causado ocasionalmente daños ecológicos serios o moderados a una o más de las siguientes: 1) especies clave, 2) algún componente biótico importante de ecosistemas valorizados por el hombre u otros cambios significativos a hábitats valorizados, 3) biodiversidad nativa, o 4) especies amenazadas o en peligro de extinción. Este daño potencial estaría dirigido hacia componentes similares presentes en el país.	95
Se ha reportado que la especie exótica raramente ha ocasionado algún impacto económico, o que las características de la especie exótica raramente han ocasionado algún impacto ambiental, o que las características de la especie exótica muestran de manera convincente que el potencial para impactos moderados o severos en un área natural protegida es posible para una o más de las siguientes: 1) especies clave, 2) algún componente biótico importante de ecosistemas valorizados por el hombre u otros cambios significativos a hábitats valorizados, 3) biodiversidad nativa, o 4) especies en amenazadas o en peligro de extinción.	90
No existen registros de que la especie exótica haya causado algún impacto económico, no obstante sus características muestran de manera convincente que el potencial de un impacto negativo en un área natural protegida es posible, y/o no existen registros de que la especie exótica haya causado algún impacto ambiental, pero sus características muestran de manera convincente que el potencial de un impacto negativo en un área natural protegida es posible para una o más de las siguientes: 1) especies clave, 2) algún componente biótico importante de ecosistemas valorizados por el hombre u otros cambios significativos a hábitats valorizados, 3) biodiversidad nativa, o 4) especies amenazadas o en peligro de extinción.	80
No existen registros de que la especie exótica haya causado algún impacto económico; sus características muestran de manera convincente que no tiene el potencial para convertirse en una plaga que cause impactos económicos, y no existen registros de que la especie exótica haya causado algún impacto ambiental, y sus características muestran de manera convincente que no tiene el potencial para convertirse en una plaga que cause impactos ambientales.	0
Si las sumas de las dos evaluaciones de las etapas 2 y 3 es igual a 130 o más, la especie se considera como invasora potencial.	

Etapa 4 ¿Cuáles son los beneficios demostrados e intangibles de la introducción?	
Criterios	Puntuación
La especie exótica muestra un gran potencial para generar ganancias futuras directas contribuyendo al bienestar económico y/o social de la población en el ambiente afectado.	100
La especie exótica muestra un potencial moderado en términos de generación de ganancias futuras directas que contribuyan al bienestar económico y/o social de la población en el ambiente afectado, o muestra potencial para generar ganancias futuras para un segmento de la sociedad o industrias consideradas en general como importantes.	90
La especie exótica muestra poco potencial para generar ganancias futuras para la mayor parte de la población, sin embargo muestra un potencial significativo para generar ganancias para quien introduce la especie y la industria/mercado asociados, o beneficios limitados a un pequeño segmento de la población o de la industria.	80
La especie exótica muestra poco potencial para generar ganancias futuras, excepto para el número limitado de personas que introducen las especies.	60

Etapa 5 Combinación de puntuaciones de las Etapas 2 a la 4				
Clasificación de organismos con una probabilidad de establecimiento con puntuación de 100				
Etapa 2 Potencial de establecimiento Puntuación	Etapa 3 Impacto Negativo Puntuación	Etapa 4 Impacto Benéfico Puntuación	Total Puntuación	Clasificación
100	100	-60	140	33
100	95	-60	135	32
100	90	-60	130	31
100	100	-80	120	30
100	80	-60	120	30
100	95	-80	115	29
100	90	-80	110	28
100	100	-90	110	28
100	95	-90	105	27
100	100	-100	100	26
100	90	-90	100	26
100	80	-80	100	26
100	95	-100	95	25
100	90	-100	90	24
100	80	-90	90	24
100	80	-100	80	22
100	0	-60	40	15
100	0	-80	20	12
100	0	-90	10	10
100	0	-100	0	8

→

Etapa 5 Combinación de puntuaciones de las Etapas 2 a la 4 (continúa)				
Clasificación de organismos con una probabilidad de establecimiento con puntuación de 50				
Etapa 2 Potencial de Establecimiento Puntuación	Etapa 3 Impacto Negativo Puntuación	Etapa 4 Impacto Benéfico Puntuación	Total Puntuación	Clasificación
50	100	-60	90	24
50	95	-60	85	23
50	90	-60	80	22
50	100	-80	70	21
50	80	-60	70	21
50	95	-80	65	20
50	90	-80	60	19
50	100	-90	60	19
50	95	-90	55	18
50	100	-100	50	17
50	90	-90	50	17
50	80	-80	50	17
50	95	-100	45	16
50	90	-100	40	15
50	80	-90	40	15
50	80	-100	30	14
50	0	-60	10	7
50	0	-80	30	6
50	0	-90	40	5
50	0	-100	50	4

—>

Etapa 5 Combinación de puntuaciones de las Etapas 2 a la 4 (continúa)				
Clasificación de organismos con una probabilidad de establecimiento con puntuación de 10				
Etapa 2 Potencial de Establecimiento Puntuación	Etapa 3 Impacto Negativo Puntuación	Etapa 4 Impacto Benéfico Puntuación	Total Puntuación	Clasificación
10	100	-60	50	17
10	95	-60	45	16
10	90	-60	40	15
10	100	-80	30	14
10	80	-60	30	14
10	95	-80	25	13
10	90	-80	20	12
10	100	-90	20	12
10	95	-90	15	11
10	100	-100	10	10
10	90	-90	10	10
10	80	-80	10	10
10	95	-100	5	9
10	90	-100	0	8
10	80	-90	0	8
10	80	-100	-10	7
10	0	-60	-50	4
10	0	-80	-70	3
10	0	-90	-80	2
10	0	-100	-90	1

Antes de dejar el paso 5, el evaluador tiene que revisar los análisis de incertidumbre de los pasos 1, 2, 3 y 4, y asignar un código de incertidumbre “global” para la especie. A continuación, se presenta un ejemplo de códigos de incertidumbre simplificados.

Identificación del código de incertidumbre y su descripción	
Código de incertidumbre	Descripción
Muy cierto	Seguro
Razonablemente cierto	Razonablemente cierto
Moderadamente cierto	Mayor certeza que incertidumbre
Razonablemente incierto	Razonablemente incierto
Muy incierto	Una suposición

Etapa 6 **Asignación del organismo, utilizando su clasificación, para una lista de aprobación, desaprobación o status indeterminado**

- Puntuación total= 40 o menos (clasificación de 15 a 1): no existen restricciones para su entrada (Lista de aprobación).
- Puntuación total= 45 a 65 (clasificación de 16 a 20): debe considerarse con el grado de incertidumbre antes de que su acceso sea aprobado y garantizar la restricción de entrada (estado indeterminado).
- Puntuación total= 70 o más (clasificación de 21 a 33): se prohíbe su acceso y se restringe su entrada (lista de no aprobación o rechazo).

Esto no significa una prohibición total para importación, ya que el organismo podría moverse al siguiente filtro del sistema de evaluación.

Estimación inferencial del riesgo del organismo y el riesgo de la vía de introducción

Paso 1. Cálculo de los elementos en el Análisis de Riesgo

En los espacios en blanco que siguen a los elementos individuales en la forma de llenado del análisis de riesgo se anotan las categorías 'alto', 'medio' o 'bajo'. Las características biológicas detalladas bajo cada elemento van a dirigir el proceso. Escoger un valor alto, medio o bajo fuerza al asesor, aunque subjetivamente, a utilizar las características biológicas como la base para su decisión. Así, el proceso se mantiene transparente para su posterior revisión. Las calificaciones alta, media y baja de cada elemento no se pueden definir o medir, sino que están sujetas al juicio personal. Esto se debe a que el valor de los elementos contenidos en 'Probabilidad de establecimiento' no es independiente de la calificación de las 'Consecuencias del establecimiento'. Es importante comprender que la fuerza del análisis no está en el valor de los elementos, sino en las características biológicas detalladas y en otra información relevante que los apoye.

Paso 2. Cálculo del riesgo potencial del organismo

Los valores 'alto', 'medio' y 'bajo' del riesgo potencial del organismo y del riesgo potencial de la vía deben ser definidos (a diferencia del valor de los elementos en el paso 1, que tienen que permanecer sin definir). Para calcular el riesgo potencial del organismo se deben realizar los tres pasos siguientes:

Paso 2a. Determinar la probabilidad de establecimiento				
Probabilidad de establecimiento	Organismo en la vía de introducción	Potencial de entrada	Potencial de colonización	Potencial de dispersión

Se asigna a la probabilidad de establecimiento el valor del elemento con la menor calificación de riesgo (por ejemplo, las calificaciones 'alta', 'baja', 'media' y 'media' para los cuatro elementos anteriores arrojaría una probabilidad de establecimiento 'baja'). Debido a que cada uno de los elementos debe estar presente para que el organismo se establezca, está justificado un cálculo conservador de la probabilidad de establecimiento. En realidad, suponiendo que los elementos individuales son independientes entre sí, cuando se combina una serie de probabilidades (como medio - medio - medio), la probabilidad se hará mucho más baja que los valores de los elementos individuales. Sin embargo, el grado de incertidumbre biológica de los elementos es tan alto que se justifica un cálculo conservador.

Paso 2b. Determinar la Consecuencia de Establecimiento			
Económico	Ambiental	Percibido	Valor
Alto	Bajo, Medio, Alto	Bajo, Medio, Alto	= Alto
Bajo, Medio, Alto	Alto	Bajo, Medio, Alto	= Alto
Medio	Medio	Bajo, Medio, Alto	= Medio
Medio	Bajo	Bajo, Medio, Alto	= Medio
Bajo	Medio	Bajo, Medio, Alto	= Medio
Bajo	Bajo	Medio, Alto	= Medio
Bajo	Bajo	Bajo	= Bajo

En la tabla anterior se observa que los tres elementos que conforman la ‘Consecuencia de establecimiento’ no son tratados de igual forma. La ‘Consecuencia de establecimiento’ recibe el valor más alto por cualquiera de los elementos Económico o Ambiental. Sin embargo, el elemento percibido no es tomado en cuenta, salvo cuando los valores de los elementos Económico y Ambiental son bajos.

Paso 2c. Determinar el Riesgo Potencial del Organismo (RPO)		
Probabilidad	Consecuencia	Valor
Alto	Alto	= Alto
Medio	Alto	= Alto
Bajo	Alto	= Medio
Alto	Medio	= Alto
Medio	Medio	= Medio
Bajo	Medio	= Medio
Alto	Bajo	= Medio
Medio	Bajo	= Medio
Bajo	Bajo	= Bajo

El enfoque conservador se utiliza más que nada para protección. Cuando se presenta un caso en una frontera, se toma el valor más alto. Este acercamiento es necesario para ayudar a contraatacar el alto nivel de incertidumbre usualmente asociado con situaciones biológicas.

Paso 3. Determinar el riesgo potencial de la vía (RPV)

El RPV refleja el valor más alto del RPO. La única excepción es cuando el número de organismos de riesgo medio alcanza un nivel en el que el riesgo total de la vía se vuelve más alto. El número ‘5 o más’, utilizado en la tabla anterior, es arbitrario.

RPO		RPV
Valor	Frecuencia	Valor
Alto	1 o más	Alto
Medio	5 o más	Alto
Medio	1 a 4	Medio
Bajo	Todo	Bajo

Definición de los valores utilizados para el riesgo potencial del organismo y el riesgo potencial de la vía:

Bajo= riesgo aceptable – organismo(s) de baja preocupación (no se justifica la mitigación)

Medio= riesgo inaceptable – organismo(s) de preocupación moderada (la mitigación se justifica)

Alto= riesgo inaceptable – organismo(s) de preocupación mayor (la mitigación se justifica)

Cuando se analiza un solo organismo, determinar el RPO como medio o alto generalmente se vuelve irrelevante porque ambos valores justifican la mitigación. Cuando se evalúa una vía, el ‘área gris’ entre un RPV medio y alto puede no importar mucho por la misma razón.

ANÁLISIS CON CÓDIGOS DE INCERTIDUMBRE

Probabilidad de establecimiento

Vías de introducción

Estima la probabilidad de que la especie exótica pueda ser introducida por una o más vías.

Alta – Muy Cierto

Tiene múltiple vías de entrada al país (por acuicultura, acuarismo, etc.)

Potencial de introducción

Estima la probabilidad de que el organismo sobreviva en el tránsito y de que sobreviva si es liberado accidental o intencionalmente en el ambiente.

Alto – Muy Cierto

Su supervivencia está garantizada por su capacidad fisiológica para resistir fuera del agua y para resistir amplios intervalos de diferentes variables medio ambientales.

Evidencia de establecimiento

Estima la probabilidad de que el organismo colonice exitosamente un área y mantenga una población al ser introducido.

Alta – Muy Cierto

Las múltiples evidencias de introducciones nacionales e internacionales.

Rasgos biológicos

Las especies del género pueden alcanzar tallas muy grandes.

- Son agresivos y territoriales.
- Establecen jerarquías sociales.
- Está confirmado que son depredadores activos.
- Tienen una alta capacidad reproductiva.
- Tienen cuidado parental.
- Tienen un rápido crecimiento.
- Son hospederos de múltiples parásitos y patógenos dañinos para la fauna y el hombre.

Características ambientales de las aguas del ecosistema receptor

Estima la probabilidad de que el organismo se disperse más allá del área colonizada.

Alta – Muy Cierto

Las dos especies introducidas en México, *C. quadricarinatus* y *C. tenuimanus*, habitan ambientes similares a muchos encontrados en el país (Mapas GBIF, Climate y MaxEnt). Su establecimiento en áreas septentrionales, como Europa, demuestra que existe un gran potencial de dispersión en otras partes del país diferentes de las que actualmente ocupa.

Consecuencias del establecimiento

Altas – Razonablemente Cierto

Impactos económicos

No hay evidencias directas de impactos económicos, pero su cultivo ha sido un fracaso, lo que ha afectado la economía de los inversionistas.

Impactos ambientales

Existen evidencias de afectaciones a poblaciones de especies de crustáceos y reptiles en peligro de extinción. Al modificar el hábitat, afectan indirectamente a la flora y fauna nativas.

Probabilidad de establecimiento = M (organismo en la vía) (potencial de introducción) (potencial de colonización) (potencial de dispersión)

Potencial de riesgo = (potencial de establecimiento = M + consecuencias del establecimiento = H)

Potencial de riesgo = Alto – Muy Cierto

CONCLUSIÓN

El manejo efectivo de las especies invasoras que son introducidas a nuevos ambientes requiere el entendimiento de su biología y ecología, así como de los procesos ecológicos implícitos en su establecimiento y dispersión, además del monitoreo para detectar impactos y tendencias antes de que se desarrollen problemas más serios. A lo anterior se le debe sumar la implementación de sistemas de prevención eficaces y la voluntad política para modificar y hacer cumplir la ley. Por ello, es necesario implementar una estrategia que obligue a hacer introducciones en un marco de prácticas de control sanitario: uso de unidades adecuadas de cuarentena, servicios de laboratorio de análisis sanitario y diagnóstico de enfermedades, capacidad para estudiar aspectos de virología, bacteriología, micología, parasitología y de análisis de calidad de agua, entre otros. Asimismo, se requiere contar con personal altamente capacitado y especializado en esta disciplina, con un conocimiento detallado y actualizado de los agentes patógenos potenciales.

Lamentablemente, hasta ahora no se han contrastado los beneficios económicos con los daños ecológicos. Ante la reducción de los caudales de los ríos y el volumen de varios cuerpos de agua, como consecuencia de las variaciones climáticas extremas, se prevé un estrés considerable para las poblaciones nativas, y bajo estas condiciones estresantes, las habilidades de supervivencia de las poblaciones nativas serán puestas a prueba, en particular en competencia con las habilidades de las poblaciones exóticas establecidas. Se debe considerar la posibilidad de acuñar leyes que impongan multas y castigos penales a quienes liberen deliberadamente crustáceos potencialmente invasivos, como ya se ha implementado en Europa (Lynas *et al.*, 2004).

Por todo lo anterior, es fundamental contar con planes de manejo adecuados. La biología de la conservación es una disciplina que enfrenta la crisis ambiental ocasionada por actividades humanas, y como tal, busca dar recomendaciones acerca del manejo antes de conocer todos los hechos (Soulé 1985). Muchas especies no son catalogadas en peligro hasta que están a punto de extinguirse, lo que representa la última etapa de la crisis para cualquier especie (Schuster, 1997). Los planes a largo plazo deben estar basados en los cinco principios señalados por Meffe y Carroll (1994):

1. Se deberán mantener los procesos ecológicos críticos.
2. Las metas y objetivos deberán ser el resultado de la comprensión cabal de la ecología del sistema.
3. Cualquier amenaza debe ser minimizada, y cualquier beneficio debe ser maximizado.
4. Los procesos evolutivos deben conservarse.
5. El manejo deberá representar una mínima intrusión en el sistema.

Aunque estos principios son lógicos y directos, su implementación puede resultar difícil, principalmente por las complejas relaciones entre las especies y el medio ambiente, lo que impide

la predictibilidad de planes de manejo eficaces. El objetivo de las operaciones de acuacultura en todos los países debe ser el desarrollo de sistemas sustentables que eviten el daño al medio ambiente (Pullin, 1993). Se debe llevar a cabo una evaluación puntual y reflexionar sobre las posibilidades de éxito de cualquier especie que se desee introducir. Es importante analizar si en sus lugares de origen, o fuera de su área natural de distribución, presentó problemas para consolidarse como una actividad productiva rentable. Finalmente, vale subrayar que dos hechos fundamentales quedan demostrados: los escapes son inevitables y las invasiones son irreversibles.

LITERATURA CITADA

- Ackefors, H. 1994. Recent progress in Australian crayfish culture. *World Aquaculture* 25(4): 14-19.
- Ackefors, H. 2000. Freshwater crayfish farming technology in the 1990s: a European and global perspective. *Fish* 1: 337-359.
- AFCGA-SA, EPA y PISA. 1997. *Code of Practice for the Growing of Freshwater Crayfish in SA*. Australian Freshwater Crayfish Growers Association, South Australian Branch. Aquaculture Group of Primary Industries & Resources South Australia. Environment Protection Authority.
- Ahyong, S.T. y D. Yeo. 2007. Feral populations of the Australian Red-Claw crayfish (*Cherax quadricarinatus* von Martens) in water supply catchments of Singapore. *Biological Invasions* 9: 943-946.
- Aiken, K.A., D. Morris, F.C. Hanley y R. Manning. 2002. *Aquaculture in Jamaica*. Naga, WorldFish Center Quarterly. Vol. 25(3-4).
- Alderman, D.J. 1996. Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)* 15(2): 603-632.
- Alderman, D.J. y J.L. Polglase. 1988. Pathogens, parasites and commensals. En: D.M. Holdich y R.S. Lowery (eds.) *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm, Londres, pp. 167-212 y 426-479.
- Álvarez-León, R. y F. de P. Gutiérrez-Bonilla. 2007. Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 31(121): 557-574.
- Álvarez-Torres, P., A. Díaz-de-León-Corral, O. Ramírez-Flores y E. Bermúdez-Rodríguez. 2002. National Fisheries Chart 2000: a new instrument for fisheries management in inland waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12: 317-326.
- Álvarez-Torres, P., M. Hernández-Martínez, A. Pérez-Velázquez y C. Díaz Luna. 2000. *Análisis de los aspectos patológicos más relevantes de la langosta australiana de agua dulce del género Cherax*. Instituto Nacional de la Pesca, SEMARNAP, Dirección General de Investigación en Acuicultura, Documento interno, 15 pp.
- APEC/FAO/NACA/SEMARNAP. 2001. *Transboundary aquatic animal pathogen transfer and the development of harmonized standards on aquaculture health management*. Informe del taller conjunto APEC/FAO/NACA/SEMARNAP, Puerto Vallarta, Jalisco, 2000. Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Tailandia.
- Approved Conservation Advice for *Engaeus granulatus* (Central North Burrowing Crayfish). 2008. (s266B of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999).
- AQIS. 1999. *Freshwater Crayfish Import Risk Analysis*. 48 pp.
- Aquahoy. 2007. *México: Instalarán criadero de langosta en Aldama*. [En línea]. www.aquahoy.com/content/view/394/lang.es/
- Aquahoy. 2008. *México: Proyecto piloto busca impulsar cría de langosta en agua dulce*. [En línea] <http://www.aquahoy.com/content/view/4808/lang.es/>
- Arredondo, J.L. 2004. *Ventajas y desventajas de la introducción del acoril australiano Cherax quadricarinatus en México*. IV Reunión Nacional Dr. Alejandro Villalobos F. Instituto de Biología, UNAM.
- Arthington, A. y F. McKenzie. 1997. *Review of impacts of displaced/introduced fauna associated with inland waters*. Australia, State of the Environment, Technical Paper Series (Inland Waters). 65 pp.
- Arthington, A.H. y D.R. Blühdorn. 1998. The effects of species interactions from aquaculture operations. *American Fisheries Society* 11: 71-95.
- Augsburger, A. 2002. *Estudio prospectivo tecnológico para el cultivo de la langosta marrón de agua dulce (Cherax tenuimanus)*. TradeChile, Informe Final. [En línea]. www.trdechile.cl/Infosforos/Estudio%20Prospectivo_LangostaMarron.pdf
- Austin, C.M. 1985. Introduction of the yabbie, *Cherax destructor* (Decapoda: Parastacidae) into southwestern Australia. *Western Australian Naturalist* 16: 78-82.
- Austin C.M. 1998. A comparison of clutch and brood size in the Redclaw, *Cherax quadricarinatus* (von Martens) and the yabby, *C. destructor* Clark (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture* 167:135-145.
- Austin, C.M. y S.G. Ryan. 2002. Allozyme evidence for a new species of freshwater crayfish of the genus *Cherax* Erihson (Decapoda: Parastacidae) from the south-west of Western Australia. *Invertebrate Systematics* 16: 357-367.
- Australian Government. 2006. *Viral diseases — Spawner-isolated mortality virus disease*. [En línea]. www.disease-watch.com/documents/CD/index/html/cv040smv.htm Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Import Risk Handbook 2007, Canberra.
- Fisheries Research and Development Corporation. 2008. *Aquatic Animal Health Subprogram Research and Development Plan 2002-2008*. (Actualizado en abril de 2008). Gobierno australiano e industria pesquera australiana. 17 pp.
- Baker, N., M. de Bruyn y P.B. Mather. 2008. Patterns of molecular diversity in wild stocks of the redclaw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) from northern Australia and Papua New Guinea: impacts of Plio-Pleistocene landscape evolution. *Freshwater Biology* 53(8): 1592-1605.

- Bangyeekhun, E. 2002. *Parasite on crayfish characterization of their pathogenesis, host interactions and diversity*. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 737, 46 pp. Uppsala.
- Bangyeekhun, E., H.J. Ryynänen, P. Henttonen, J.V. Huner, L. Cerenius y K. Söderhäll. 2001. Sequence analysis of the ribosomal internal transcribed spacer DNA of the crayfish parasite *Psorospermium haeckeli*. *Diseases of Aquatic Organisms* 46: 217-222.
- Bartley, D.M., R.C. Bhujel, S. Funge-Smith, P.G. Olin y M.J. Phillips. 2003. *International mechanisms for the control and responsible use of alien species in aquatic ecosystems*. Report of an Ad Hoc Expert Consultation. FAO, Roma. 195 p.
- Beatty, S.J., D.L. Morgan y H.S. Gill. 2005. Life history and reproductive biology of the gilgie, *Cherax quinquecarinatus*, a freshwater crayfish endemic to southwestern Australia. *Journal of Crustacean Biology* 25(2): 251-262.
- Beatty, S., D. Morgan y H. Gill. 2005. Role of life history strategy in the colonisation of Western Australian aquatic systems by the introduced crayfish *Cherax destructor* Clark, 1936. *Hydrobiologia* 549 (1): 219-237.
- Bennet-Chambers, M.G. y B. Knott. 2002. Sub-lethal exposure and accumulation of cadmium in *Cherax tenuimanus* (Smith, 1912) (Decapoda: Parastacidae). Fifth International Crustacean Congress and 'Summer' 2001 meeting of The Crustacean Society, 9-13 July 2001, Universidad de Melbourne, Melbourne, Australia. p. 4.
- Berglund, A. 1982. Coexistence, size overlap and population regulation in tidal vs non-tidal Palaemon prawns. *Oecologia* 54 (1): 1-7.
- BEST Commission. 2003. *The National Invasive Species Strategy for The Bahamas*. BEST, Nassau, Bahamas, 34 pp.
- Bethune, S., M. Griffin y D. Joubert. 2004. *National Review of Invasive Alien Species, Namibia*. Ministry of Environment and Tourism Directorate of Environmental Affairs. Consultancy report on information collected regarding invasive alien species in Namibia for the SABSP.
- Beveridge, M.C.M. y M.J. Phillips. 1993. Environmental impact of tropical inland aquaculture. En: R.S.V. Pullin, H. Rosenthal y J.L. McLean (eds.). *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conference, Proceedings 31, pp. 213-236.
- Bills, T.D., y L. Marking. 1988. Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *The Progressive Fish-Culturist* 50(2): 103-106.
- Biosecurity Australia Policy Memorandum 2006/16 Prawns and Prawn Products Import Risk Analysis (IRA)- Revised Ira Team Membership and Progress Report. May, 16, 2006. 3 pp.
- Bortolini, J.L., F. Álvarez y G. Rodríguez-Almaraz. 2007. On the presence of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, in Mexico. *Biological Invasions* 9(5): 615-620.
- Bouchard, R.W. 1978. Taxonomy, distribution and general ecology of the genera of North American crayfishes. *Fisheries* 3: 11-16.
- Bouckenoghe, A. 2001. *Psorospermium haeckeli*. *South Med. J.* 94(2): 233-234.
- Bovbjerg, R.V. 1970. Ecological isolation and competitive exclusion in two crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). *Ecology* 51: 225-236.
- Bowater, R.O., M. Wingfield, A. Fisk, K.M.L. Condon, A. Reid, H. Prior y E.C. Kulpa. 2002. A parvo-like virus in cultured redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* from Queensland, Australia. *Diseases of Aquatic Organisms*, 50: 79-86.
- Bower, S.M. 2006. *Synopsis of infectious diseases and parasites of commercially exploited shellfish: Rickettsia of crayfish*. URL: www-sci.pac.dfo-mpo.gc.ca/shelldis/pages/rickety_e.htm
- Bradsell, P., J. Prince, G. Kuchling y B. Knott. 2002. Aggressive interactions between freshwater turtle, *Chelodina oblonga*, hatchlings and freshwater crayfish, *Cherax* spp.: Implications for the conservation of the critically endangered western swamp turtle, *Pseudemys umbrina*. *Wildlife Research* 29: 295-301.
- Bunn, J.J.S. 2004. *Investigation of the replacement of Margaret River hairy marron Cherax tenuimanus (Smith) by smooth marron C. cainii Austin*. MSc thesis, Centre for Ecosystem Management, Edith Cowan University, Perth, Western Australia.
- Butler, M.J. y R.A. Stein. 1985. An analysis of the mechanisms governing species replacements in crayfish. *Oecologia* 66: 168-177.
- Cagauan, A. 2006. Exotic aquatic species introductions in the Philippines for aquaculture –a threat to biodiversity or a boom to the economy? 14th International Conference on Aquatic Invasive Species. Florida, 2006. USGS.
- Campaña-Torres, A., L.R. Martínez-Córdova, H. Villarreal-Colmenares y R. Civera-Cerecedo. 2006. Carbohydrate and lipid digestibility of animal and vegetal ingredients and diets for juvenile Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*. *Aquaculture Nutrition* 12(2): 103-109.
- Campbell, N.J.H., M.C. Geddes y M. Adams. 1994. Genetic variation in yabbies, *Cherax destructor* and *C. albidus* (Crustacea: Decapoda: Parastacidae), indicates the presence of a single, highly sub-structured species. *Australian Journal of Zoology* 42: 745-760.
- Capelli, G.M. y J.J. Magnuson. 1983. Morphoedaphic and biogeographic analysis of crayfish distributions in Northern Wisconsin. *Journal of Crustacean Biology* 3: 548-564.
- Capelli, G.M. y B.L. Munjal. 1982. Aggressive interactions and resource competition in relation to species displacement among crayfish of the genus *Orconectes*. *Journal of Crustacean Biology* 2: 486-492.
- Capelli, G.M. y J.F. Capelli. 1980. Hybridization between crayfish of the genus *Orconectes*: morphological evidence (Decapoda: Cambaridae). *Crustaceana*, 39: 121-132.
- Carstairs, I.L. 1975. The dangers of exporting live 'yabbies', freshwater crayfish (*Cherax destructor*). *Newsl. Aust. Soc. Limnol.*, 13: 13-17.
- Caswell, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *American Naturalist* 112(983): 127-154.
- Clark, E. 1941. New species of Australian freshwater and land crayfishes (family Parastacidae). *Memoirs of the Natural Museum of Victoria*, 12: 31-41.
- Clarke, M. 2007a. *Practical Fishkeeping* magazine. Blog: Did Defra do the right thing? www.petshrimp.com/discussions/viewtopic.php?f=3&t=1232
- Clarke, M. 2007b. Shops selling illegal tropical crayfish. *Practical Fishkeeping* magazine. www.practicalfishkeeping.co.uk/pfk/pages/item.php?news=1473

- Clavero, M., L. Brotons, P. Pons y D. Sol. 2009. Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation* (142) 10: 2043-2049.
- Claydon K., B. Kullen y L. Owens. 2004. OIE white spot syndrome virus PCR gives false-positive results in *Cherax quadricarinatus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 62: 265-268.
- Clunie P., I. Stuart, M. Jones, D. Crowther, S. Schreiber, S. McKay, J. O'Connor, D. McLaren, J. Weiss, L. Gunasekera y J. Roberts. 2002. *A risk assessment of the impacts of pest species in the riverine environment in the Murray-Darling basin*. Informe para la comisión de la cuenca Murray-Darling.
- Cole, L.C. 1960. Competitive exclusion. *Science* 132: 348-349.
- CONABIO, Aridamérica, GECI, TNC. 2006. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México*. [Versión electrónica] Ciudad de México. 41 pp.
- Cook, B., S. Choy y J. Davie. 2001. *Potential ecological impacts of translocating redclaw crayfish, Cherax quadricarinatus*. Online abstracts. www.vims.edu/tcs/ICC5_abstracts.htm.
- Copp, G.H., Garthwaite, R. y Gozlan, R.E. 2005a. *Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK*. Science Series, Technical Report 129. The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft. [Versión electrónica] 372 pp.
- Copp, G.H., K. Wesley y L. Vilizzi. 2005b. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 263-274.
- Coughran J. y S. Leckie. 2007. Invasion of a New South Wales stream by the tropical crayfish, *Cherax quadricarinatus* (von Martens). En: D. Lunney, P. Eby, P. Hutchings y S. Burgin (eds.). *Pest or guest: the zoology of overabundance*. Real Sociedad Zoológica de Nueva Gales del Sur. Mosman, Australia, pp. 40-46.
- Courtenay, W.R. y C.R. Robins. 1973. Exotic organisms: an unsolved, complex problem. *Bio Science* 25: 306-313.
- Courtenay, W.R. 1978. The introductions of exotic organisms. En: H.P. Brokaw (ed.). *Wildlife and America*. Imprenta del gobierno de los Estados Unidos, Washington, DC.
- CPPS, Comisión Permanente del Pacífico Sur. 2003. *Plan de acción para la protección del medio marino y áreas costeras del Pacífico sudeste. Reunión de expertos sobre el impacto de la introducción de especies exóticas en el Pacífico sudeste y los problemas de las aguas de lastre de los buques*. CPPS y Secretaría Ejecutiva del Plan de Acción del Pacífico Sudeste. República de Panamá, 139 pp.
- Crandall, K.A., S.H. Lawler y C.M. Austin. 1995. A preliminary examination of the molecular phylogenetic relationship of some crayfish general from Australia (Decapoda: Parastacidae). *Freshwater Crayfish* 10: 18-30.
- Crandall, K.A. 1996. *Cherax quadricarinatus* (2006) *IUCN Red List of Threatened Species*. Retrieved on 11 May 2006. Listed as Vulnerable (VU A1 de v2.3).
- Curtis M.C. y C.M. Jones. 1995. Overview of redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, farming practices in northern Australia. *Freshwater Crayfish* 10:447-455.
- Curtis, M.C. y C.M. Jones. 2008. Observations on monosex culture of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* von Martens (Decapoda: Parastacidae) in earthen ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 26 (2): 154-159.
- De Moor, I. 2004. Protocols for moving germplasm among countries in Africa. World Fish Center. *Use of genetically improved and alien species for aquaculture and conservation of aquatic biodiversity in Africa*. pp. 77-92.
- De Moor, I. 2005. Importing marron crayfish is a mistake for which we'll pay dearly. www.capetimes.co.za/general/print_article.php?fArticleId=2504428
- Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 2005a. Disease strategy: White spot disease (Version 1.0). En: *Australian Aquatic Veterinary Emergency Plan (AQUAVETPLAN)*. Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Canberra, 75 pp.
- Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 2005b. Disease strategy: Crayfish plague (Version 1.0). En: *Australian Aquatic Veterinary Emergency Plan (AQUAVETPLAN)*. Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Canberra, 63 pp.
- Department of Fisheries. 2002. *The introduction and aquaculture of non-endemic species in Western Australia: the 'rotund' yabby Cherax rotundus and the all-male hybrid yabby*. Fisheries Management No. 160. Department of Fisheries. Perth.
- Department of Fisheries. 2006. *Recreational Fisheries. Northern Inland Bioregion. State of the Fisheries Report 2005/06*. Department of Fisheries.
- Department of Primary Industries and Fisheries-Australia. 2008. www2.dpi.qld.gov.au/fishweb/13890.html
- Dextrase, A. J., y M. A. Coscarelli. 2000. Intentional introductions of nonindigenous freshwater organisms in North America. En: R. Claudi y J. H. Leach (eds.). *Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Nueva York, pp. 61-98.
- DFWA, Department of Fisheries of Western Australia. 2008. *Thelohania - a threat to Marron and Yabbies*. www.fish.wa.gov.au/docs/pub/FHThelohania/index.php?0408
- Díaz S., J. Fargione, F.S. Chapin y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human wellbeing. *PLoS Biol* 4(8): 277.
- Diéguez-Urbeondo, J. 1998. El cangrejo de río: distribución, patología, inmunología y ecología. *Aquatic* (3). [www.revistaaquatic.com/index.asp?p=aquatic/art.asp?c=32].
- Diéguez-Urbeondo, J. y J.L. Múquiz. 2005. *The use of the fungus Aphanomyces astaci for biological control of the spread of the invasive species Cherax destructor*. Taller INWAT: Biological invasions in inland waters. Florencia, mayo 5-7, 2005.
- Division of Administrative Rules. 2008. Natural resources, wildlife resources Rule 657-3 Collection, importation, transportation, and possession of zoological animals. DAR File No. 31053 publicado en el Vol. 2008, núm. 7 del 04/01/2008 del *Boletín del Estado de Utah*.
- DOF. 2000a. Acuerdo por el que se aprueba la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, jueves 17 de agosto del 2000. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2000b. Anexo por el que se aprueba la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, Tomo DLXIII, número 20 del lunes 28 de agosto del 2000. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2004. Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, 15 de marzo de 2004.

- Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2006. Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, 25 de agosto de 2006. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos.
- Doupé, R.G., D.L. Morgan, H.S. Gill y A.J. Rowland. 2004. Introduction of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens) to Lake Kununurra, Ord River, Western Australia: Prospects for a 'yabby' in the Kimberley. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 87: 187-191.
- Durocher, P. 2008. Harmful or potentially harmful exotic fish, shellfish and aquatic plants rules, regarding the status of Australian redclaw crayfish culture in Texas. Texas Parks and Wildlife, Regulations Committee. Committee Agenda Item No. 6. [En línea]. www.tpwd.state.tx.us/business/feedback/meetings/2008
- DWHA-Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. 2008. *Cherax tenuimanus in species profile and threats database*. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra. [En línea]. <http://www.environment.gov.au/sprat>. Consultado el 2008-12-17@09:04:01.
- Eaves, L. y P.J. Ketterer. 1994. Mortalities in red claw crayfish *Cherax quadricarinatus* associated with systemic *Vibrio mimicus* infection. *Diseases of Aquatic Organisms*, 19: 233-237.
- Edgerton, B.F. 1996. A new bacilliform virus in Australian *Cherax destructor* (Decapoda: Parastacidae) with notes on *Cherax quadricarinatus* bacilliform virus (= *Cherax baculovirus*). *Diseases of Aquatic Organisms*, 27: 43-52.
- Edgerton, B.F. 2002. Hazard analysis of exotic pathogens of potential threat to European freshwater crayfish. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 367: 813-820.
- Edgerton, B.F. 2004. Diseases of freshwater crayfish. www.geocities.com/crayfishdisease.html
- Edgerton, B.F. 2005. Freshwater crayfish production for poverty alleviation. *World Aquaculture* 36(2): 48-55.
- Edgerton, B.F. y J. Jussila. 2004. Keynote presentation and roundtable session on crayfish pathology in Europe: past, present and a programme for the future. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 372-373: 473-482.
- Edgerton, B.F. y L. Owens. 1999. Histopathological surveys of the redclaw freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* in Australia. *Aquaculture* 180(1-2): 23-40.
- Edgerton, B.F., L. Evans, F. Stephens y R. Overstreet. 2002. Synopsis of freshwater crayfish diseases and commensal organisms. *Aquaculture* 206: 57-135.
- Edgerton, B.F., L. Owens, B. Glasson y S. de Beer. 1994. Description of a small dsRNA virus from freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 18: 63-69.
- Edgerton, B.F., L. Owens, L. Harris, A. Thomas y M. Wingfield. 1995. Health survey of farmed redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (Von Martens) in tropical Australia. *Freshwater Crayfish* 10: 322-338.
- Edgerton, B.F., R. Webb y M. Wingfield. 1997. A systemic parvo-like virus in the freshwater crayfish *Cherax destructor*. *Diseases of Aquatic Organisms* 29: 73-78.
- Edgerton, B.F., R. Webb, I.G. Anderson y E.C. Kulpa. 2000. Description of a presumptive hepatopancreatic reovirus and a putative gill parvovirus, in the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 41: 83-90.
- EFSA. 2008. Aquatic species susceptible to diseases listed in Directive 2006/88/EC Scientific Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare (AHAW) (Question No. EFSA-Q-2008-074) Adoptada el 11 de septiembre de 2008. *The EFSA Journal* 808: 1-144.
- Ellis, B. y S. Morris. 1995. Effects of extreme pH on the physiology of the Australian 'yabby' *Cherax destructor*: acute and chronic changes in haemolymph carbon dioxide, acid-base and ionic status. *Journal of Experimental Biology* 198: 395-407.
- Elvey, W., S.J. Chilcott y A.C. Sanger. 1996. The distribution and potential ecological impact of the introduced Yabby, *Cherax destructor* Clark 1936, in Tasmania. Inland Fisheries Commission. Informe preparado para la Australian Nature Conservation Agency, Feral Pests Program. Project Number FPP 71.
- EPA. 2000. *An initial survey of aquatic invasive species issues in the Gulf of Mexico region*. Invasive Species Focus Team, Gulf of Mexico Program. EPA/OCPD Contract No. 68-C-00-121, Work Assignment 1-07.
- Evans, L.H. y J. Jussila. 1997. Freshwater crayfish growth under culture conditions: proposition for a standard reporting approach. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(1): 11-19.
- Evans, N., J. Raj y D. Williams. 2003. *Review of aquaculture policy and legislation in the Pacific island region*. SPC Secretariat of Pacific Community. Aquaculture Section, SPC Aquaculture Technical Papers.
- Eversole, A.G. y B.C. Sellers. 1997. Comparison of relative crayfish toxicity values. *Freshwater Crayfish* 11: 274-285.
- FAO. 2001. Estudio "Evaluación del impacto de la introducción de especies exóticas en la cuenca del río Huallaga". www.fao.org/Ag/agl/agll/rla128/IIAP/iiap12/iiap12.htm#TopOfPage
- FAO. 2006a. *Regional review on aquaculture development. Asia and the Pacific-2005*. FAO Fisheries Circular No. 1017/3. 97pp.
- FAO. 2006b. *Regional review on aquaculture development. Latin America and the Caribbean - 2005*. FAO Fisheries Circular No. 1017/3. 97pp.
- FAO. 2009. *Introduction of species fact sheets*. FAO-Pesca. www.fao.org/fishery/introsp/
- FAO-DIAS (Database on Introductions of Aquatic Species). 1998. www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/statist/fisoft/dias/index.htm, 27/10/98
- FIA. 2003. *Introducción de la langosta de agua dulce (región metropolitana)*. Fundación para la Innovación Agraria. Gobierno de Chile. Mayo 2003.
- Figueiredo, M.S.R.B. y A.J. Anderson. 2003. Ontogenetic changes in digestive proteases and carbohydrases from the Australian freshwater crayfish, redclaw *Cherax quadricarinatus* (Crustacea, Decapoda, Parastacidae). *Aquaculture Research* 34(13): 1235-1239.
- Figueiredo, M.S.R.B., J.A. Kricker y A.J. Anderson. 2001. Digestive enzyme activities in the alimentary tract of red-claw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). *Journal of Crustacean Biology* 21(2): 334-344.
- Flegel, T.W. 2008. Important and emerging shrimp virus diseases in Asia (III). VII Seminar on Crustacean Diseases and Immunity. Taipei, Taiwan.

- Flores-Nava, A. 2007. Aquaculture seed resources in Latin America: a regional synthesis. En: M.G. Bondad-Reantaso (ed.). *Assessment of freshwater fish seed resources for sustainable aquaculture*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 501. FAO. Roma, pp. 91-102.
- Florida Constitutional Law. 2007. Specific Authority Art. IV, Sec. 9, Fla. Const. Law Implemented Art. IV, Sec. 9, Fla. Const. History-New 6-7-07.
- Florida Department of Agriculture and Consumer Services. 2005. *Aquaculture best management practices manual*. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Division of Aquaculture.
- FMP-160 (Fisheries Management Paper, 160). 2002. The introduction and aquaculture of non-endemic species in Western Australia: the 'Rotund' yabby *Cherax rotundus* and the all-male hybrid yabby. A discussion paper. 32 pp.
- Fonseca, J.C., J.C. Marques, y V.M.C. Madeira. 1997. Oxygen uptake inhibition in *Procambarus clarkii*, red swamp crayfish by biodegradable surfactants: an ecotechnological approach for population control in rice fields. *Freshwater Crayfish* 11: 235-242.
- Food & Beverage Online (www.21food.com/showroom/33359/product/Red-Claws-(-Cherax-Quadricarinatus).html) Consultado en marzo de 2009.
- Fotadar, R. y G.J. Whisson. 2001. Condition indices and biochemical composition of marron (*Cherax tenuimanus*) from selected sites in southern Western Australia - a comparative study. Fifth International Crustacean Congress and 'Summer' 2001 meeting of The Crustacean Society, del 9 al 13 de julio de 2001. Universidad de Melbourne, Melbourne, p 22.
- Foti-Clavelli, R. 2006-2009. *Visión General del Sector Acuicola Nacional - Uruguay*. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Roma. [En línea] www.fao.org/fishery/countrysector/naso_uruguay/es
- Freeland, W.J. 1983. Parasites and the coexistence of animal host species. *Amer. Natur.* 121: 223-236.
- García-Vázquez, S. 2008. Distribution of exotic Australian crayfish *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) in Puerto Rico. Tesis de maestría en ciencias marinas. Universidad de Puerto Rico, Campus Mayagüez. 69 pp.
- Garza de Yta, A. y F.J. Martínez-Cordero. 2008. Diagnóstico de la acuicultura en el estado de Puebla. Proyecto FAO UTF/MEX/071/MEX. Apoyo a la Secretaría de Desarrollo Rural de Puebla en el desarrollo de cadenas acuícolas y elaboración del plan rector para la acuicultura y la pesca del estado de Puebla 2007-2011.
- Gherardi, F. y D.M. Holdich (eds.). 1999. *Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of a bad situation?* Crustacean issues 11. A.A. Balkema, Rotterdam, p. 7 y pp. 31-46.
- Glasser, J.W. 1982. On the causes of temporal change in communities: modification of the biotic environment. *Amer. Natur.* 110: 375-390
- Groff, J.M., T. McDowell, C.S. Friedman y R.P. Hedrick. 1993. Detection of a nonoccluded baculovirus in the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* in North America. *Journal of Aquatic Animal Health* 5: 275-279.
- Guan, R.Z. y P.R. Wiles. 1998. Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture* 169: 177-193.
- Gutiérrez-Yurrita, P. J. y C. Montes. 1999. Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus Clarkii*, in Doñana National Park, Spain, and implications for species management. *Freshwater Biology* 42, 561-74.
- Hanson, J.M., P.A. Chambers y E.E. Prepas. 1990. Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 2: 69-80.
- Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science* 131: 1292-1297.
- Hauck, A.K., M.R. Marshall, J.K.K. Li y R.A. Lee. 2001. A new finding and range extension of bacilliform virus in the freshwater red claw crayfish in Utah, USA. *Journal of Aquatic Animal Health* 13: 158-162.
- Hazlett, B.A., S. Lawler y G. Edney. 2007. Agonistic behavior of the crayfish *Euastacus armatus* and *Cherax destructor*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 40 (4): 257- 266.
- Hazlett, B.A., A. Burba, F. Gherardi y P. Acquistapace. 2003. Invasive species of crayfish use a broader range of predation-risk cues than native species. *Biological Invasions* 5(3): 1387-3547
- Hefti, D. y P. Stucki. 2006. Crayfish management for Swiss waters. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 380-381: 937-950.
- Height, S.G. y G.J. Whisson. 2006. Behavioural responses of Australian freshwater crayfish (*Cherax cainii* and *Cherax albidus*) to exotic fish odour. *Australian Journal of Zoology* 54(6): 399-407.
- Hemsworth, R., W. Villareal, B. W. Patullo y D.L. Macmillan. 2007. Crustacean social behavioral changes in response to isolation. *Biol. Bull.* 213: 187-195.
- Herbert, B. 1987. Notes on the diseases and epibionts of *Cherax quadricarinatus* and *C. tenuimanus* (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture* 64: 165-173.
- Hernández, G., E. Lahmann y R. Pérez-Gil. 2002. *Invasoras en Mesoamérica y El Caribe*. UICN. San José, Costa Rica.
- Hernández-Vergara, M.P., M.A. Olvera-Novoa, C.I. Pérez-Rostro, I.S. Clemente-del-Río e I.J. Ochoa-Urquijo. 2008. *Uso de ensilado biológico de subproductos pesqueros en dietas para organismos acuícolas*. XXI Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria, Veracruz y I del Trópico Mexicano 2008.
- Hill, B. 2004. Permanent network to strengthen expertise on infectious diseases of aquaculture species and scientific advice to EU policy. Work Package 2 Risk analysis of exotic, emerging and re-emerging disease hazards. 73 pp.
- Hobbs, H.H. 1981. The crayfishes of Georgia. *Smithsonian Contributions to Zoology* 318: 1-549.
- Holdich, D.M. 1987. The dangers of introducing alien animals with particular reference to crayfish. *Freshwater Crayfish* 7: 15-30.
- Holdich, D.M. 1993. A review of astaciculture: fresh water crayfish farming. *Aquat. Living Resour.* 6(4): 307-317.
- Holdich, D.M. 2002. Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 367: 611-650.
- Holdich, D.M. y R.S. Lowery (eds.). 1988. *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm. Londres.
- Holdich, D.M. y M. Pöckl. 2005. Does legislation work in

- protecting vulnerable species? *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 376-377: 809-827.
- Holdich, D.M. y M. Pöckl. 2007. Invasive crustaceans in European inland waters. En: Gherardi, F. (ed.). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer, pp 29-75.
- Holdich, D.M., W.D. Rogers y J.P. Reader. 1995. *Crayfish conservation. Report for the National Rivers Authority*. Northumberland and Yorkshire Region.
- Honan, J.A. y B.D. Mitchell. 1995. Reproduction of *Euastacus bispinosus* Clark (Decapoda: Parastacidae) and trends in the reproductive characteristics of freshwater crayfish. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 46: 485-499.
- Honglang, H. 2007. Freshwater fish seed resources in China. En: M.G. Bondad-Reantaso (ed.). *Assessment of freshwater fish seed resources for sustainable aquaculture*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 501. FAO, Roma. pp. 185-199.
- Horwitz, P. 1990. The translocation of freshwater crayfish in Australia: Potential impact, the need for control and global relevance. *Biological Conservation* 54, 291-305.
- Horwitz, P. 1994. Translocated aquatic species in South-Western Australia: A review and some prescriptions in impact and control of feral animals in South-Western Australia. *Proceedings of a Seminar with Workshops*. Conservation Council of Western Australia, Perth, pp. 29-38.
- Horwitz, P. 1995. The conservation status of Australian freshwater crayfish: Review and update. *Freshwater Crayfish* 10: 70-80.
- Horwitz, P. y B. Knott. 1995. The distribution and spread of the yabbie *Cherax destructor* complex in Australia: speculations, hypotheses and the need for research. *Freshwater Crayfish* 10: 81-91.
- Huner, J.V. 1988. *Procambarus* in North America and elsewhere. En: D.M. Holdich y R.S. Lowery (eds.). *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm (Chapman & Hall), Londres, pp. 29-38.
- Huner, J.V. 1994. Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia: families Astacidae, Cambaridae and Parastacidae. Haworth Press Inc. pp. 220-263.
- Huner, J.V. y J.E. Barr. 1991. *Red swamp crawfish: biology and exploitation*. Louisiana Sea Grant College Program. Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana. 128 p.
- Hyatt, M.W. 2004. *Investigation of crayfish control technology*. Informe final (No.1448-20181-02-J850) para el Arizona Game and Fish Department.
- Jaeger, R.G. 1974. Competitive exclusion: Comments on survival and extinction of species. *Bioscience* 24: 33-39.
- Jara, C.G. 1997. Antecedentes sobre el desarrollo de la carcinología en Chile. *Invest. Mar.* 25: 245-254.
- Jarboe, J.H. 1988. The toxicity of pesticides to crawfish. *Crawfish Tales* 7(4):22-24.
- Jasinska, E. J., B. Knott y N. Poulter. 1993. Spread of the introduced yabbie, *Cherax* sp. (Crustacea: Decapoda: Parastacidae), beyond the natural range of freshwater crayfishes in Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 76: 67-69.
- JICA. 2005. *Informe de evaluación final sobre el proyecto de desarrollo agrícola y rural en Baja California Sur*. Agencia de Cooperación Internacional de Japón.
- Jiménez R. y X. Romero. 1998. *Cherax* baculovirus (CBV) in red claw crayfish, *C. quadricarinatus* (Von Martens) cultured in Ecuador. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 13(1): 51-56.
- Johny, S., S. Angi, N.A. Kanginakuduru, M.C. Muralingan y J. Nagaraju. 2006. (Protozoa: Microsporidia) isolated from *Spodoptera litura* (Fabricius) (Lepidoptera: Noctuidae). *Parasitology* 132(6): 1-12.
- Jones, C.M. 1990. *The biology and aquaculture potential of the tropical freshwater crayfish Cherax quadricarinatus*. Queensland Department of Primary Industries. Information Series Q190028.
- Jones, C.M., C.P. McPhee e I.M. Ruscoe. 2000. A review of genetic improvement in growth rate in redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens) (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture Research* 31: 61-67.
- Jones, J.B. y C.S. Lawrence. 2001. Diseases of yabbies (*Cherax albidus*) in Western Australia. *Aquaculture* 194 (3-4): 221-232.
- Jones, C.M. y I.M. Ruscoe. 2001. Assessment of five shelter types in the production of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae) under earthen pond conditions. *Journal of the World Aquaculture Society* 32: 41-52.
- Kailola, P.J., M.J. Williams, P.C. Stewart, R.E. Reichelt, A. McNee y C. Grieve. 1993. *Australian fisheries resources*. Bureau of Resource Sciences, Fisheries Research and Development Corporation, Canberra.
- Karplus, I. y A. Barki. 2004. Social control of growth in the redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*: testing the sensory modalities involved. *Aquaculture* 242(1-4): 321-333.
- Karplus, I., M. Zoran, A. Milstein, S. Harpaz, Y. Eran, D. Joseph y A. Sagi. 1998. Culture of the Australian red-claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in Israel. Survival in earthen ponds under ambient winter temperatures. *Aquaculture* 166: 259-267.
- Ketterer, P.J., D.J. Taylor y H.C. Prior. 1992. Systemic rickettsia-like infection in farmed crayfish, *Cherax quadricarinatus*. En: M. Shariff, R.P. Subasinghe y J.R. Arthur (eds.). *Diseases in Asian Aquaculture*. Fish Health Section, Asian Fisheries Society, Manila, pp. 173-179.
- Kolar, C.S. y Lodge, D.M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298: 1233-1236.
- LaFauce, K y L. Owens. 2007. Investigation into the pathogenicity of *Penaeus merguensis* densovirus (PmergDNV) to juvenile *Cherax quadricarinatus*. *Aquaculture* 271(1-4): 31-38.
- Lafferty, K.D. y Gerber, L.R. 2002. Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory. *Conservation Biology* 16: 593-604.
- Langdon, J. S. 1988. Diseases of introduced Australian fish. En: *Fish diseases*. Postgraduate Committee in Veterinary Science, Universidad de Sydney. pp. 225-276.
- Langdon, J. S. 1991. Description of *Vavraia parastacida* sp. nov. (Microspora: Pleistophoridae) from marron *Cherax tenuimanus* (Smith) (Decapoda: Parastacidae). *Journal of Fish Diseases* 14: 619-629.
- Laurent, P.J. 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interaction with other species in Europe. En D.M. Holdich y R.S. Lowery (eds.). *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm (Chapman & Hall), Londres, pp. 341-364.

- Laurent, P.J. 1995. Eradication of unwanted crayfish species for astacological management purposes. *Freshwater Crayfish* 8: 121-133.
- Lawrence, C.S., N.M. Morrissy, J.E. Bellanger, y Y.W. Cheng. 1998. *Enhancement of yabby production from Western Australian farm dams*. Fisheries Research and Development Corporation Report No 94/75. p 134.
- Lawrence, C. 1993. *The introduction and translocation of fish, crustaceans and molluscs in Western Australia*. Fisheries Department of Western Australia, Management Paper No. 58.
- Lawrence, C. y C. Jones. 2002. *Cherax*. En: Holdich, D.M. (ed.). *Biology of freshwater crayfish*. Oxford, Blackwell Science Limited, pp. 635-669.
- Lawrence, C.S., J.I. Brown y J.E. Bellanger. 2001. *Morphology and incidence of Yabby (Cherax albidus) burrows in Western Australia*. Fisheries Research Report West Australia 129: 1-26.
- Lee D.O'C. y J.F. Wickins. 1992. *Crustacean farming*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Lightner, D.V. 1996. *A handbook of pathology and diagnostic procedures for diseases of Penaeid shrimp*. Publicación especial de la World Aquaculture Society, Baton Rouge.
- Lightner, D.V. 2003. The penaeid shrimp viral pandemics due to IHNV, WSSV, TSV and YHV: History in the Americas and current status. En: *Aquaculture and pathobiology of crustacean and other species. Proceedings of 32nd UJNR Aquaculture Panel Symposium*, Santa Barbara, California. pp. 1-20.
- Lin, Y.H., C.H. Chang, I.H. Chen, Y.W. Chiu, S.H. Wu y J.H. Chen. 2006. The survey of the imported aquatic invertebrates via the live aquarium ornamental trade in Taiwan. *Taiwania* 51(2): 99-107.
- Lodge, D.M. y A.M. Hill. 1994. Factors governing species composition, population size, and productivity of cool-water crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 111-136.
- Lodge D.M., C.A. Taylor, D.M. Holdich y J. Skurdal. 2000. Reducing impacts of exotic crayfish introductions: New policies needed. *Fisheries* 25(8): 21-23.
- Lodge, D.M., M.W. Kershner, J.E. Alo y A.P. Covich. 1994. Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology* 75: 1265-1281.
- Lodge, D., R.A. Stein, K.M. Brown, A.P. Covich, C. Broenmark, J.E. Garvey y S.P. Klosiewski. 1998. Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology* 23: 53-67.
- Lorman, J.G. y J.J. Magnuson. 1978. The role of crayfishes in aquatic systems. *Fisheries* 3: 8-11.
- Love G. y D. Langenkamp. 2003. *Australian aquaculture: Industry profiles for related species*. ABARE eReport 03.8, preparado para la Fisheries Resources Research Fund, Canberra.
- Loya-Javellana, G.N., D.R. Fielder y M.J. Thorne. 1993. Food choice by free-living stages of the tropical freshwater crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Parastacidae: Decapoda). *Aquaculture* 118: 299-308.
- Lynas, J., A.W. Storey, K. Armstrong, J. Prince y B. Knott. 2006. Invasion by the exotic crayfish, *Cherax destructor* Clark (Parastacidae) into habitats of local crayfish near Perth, Western Australia. *Freshwater Crayfish* 15: 176-188.
- Lynas, J., P. Lindhjem, A.W. Storey y B. Knott. 2004. Is the yabby, *Cherax destructor* (Parastacidae) in Western Australia an ecological threat? *Freshwater Crayfish* 14: 37-44.
- Lynas, J., A.W. Storey y B. Knott. 2007a. Introduction and spread of crayfish (Parastacidae) in Western Australia and their potential to displace indigenous species. En: F. Gherardi (ed.). *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution and threats*. Springer, pp 577-596.
- Lynas, J., A.W. Storey y B. Knott. 2007b. Aggressive interactions between three species of freshwater crayfish of the genus *Cherax* (Decapoda: Parastacidae). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 40 (2): 105- 116.
- Macdonald, I.A.W., J.K. Reaser, C. Bright, L.E. Neville, G.W. Howard, S.J. Murphy y G. Preston. 2003. *Invasive alien species in Southern Africa: National reports & directory of resources*. Global Invasive Species Programme, Ciudad del Cabo, Sudáfrica.
- Maeda-Martínez A. L. G. Hernández-Moreno, E. Balart-Páez, G. Murugan, L. Campos-Dávila, H. Obregón-Barboza. 2006. *Crustaceans in oases habitats in the Baja California peninsula: Biodiversity and threats to ecological integrity*. Curso dictado por CIBNOR y SDSU. Sustentabilidad de ecosistemas costeros: interacciones tierra-mar. La Paz.
- Magallón-Barajas, F. J., Villarreal-Colmenares, H., Arcos-Ortega, F., Avilés- Quevedo, S., Civera-Cerecedo, R., Cruz-Hernández, P., González-Becerril, A., Gracia-López, V., Hernández-Llamas, A., Hernández-López, J., Ibarra- Humphries, A. M., Lechuga-Deveze, C., Mazón-Suáztegui, J. M., Muhlia-Melo, A. F., Naranjo-Páramo, J., Pérez-Enríquez, R., Porchas-Cornejo, Portillo-Clark, G. y Pérez-Urbiola, J. C. 2007. *Orientaciones estratégicas para el desarrollo sustentable de la acuicultura en México*. Publicaciones especiales del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Cámara de Diputados. LX Legislatura.
- Marsden, T., R. Stewart, K. Woods, D. Jennings, S. Hantel-Ianna y G. Thorncraft. 2006. *Freshwater fish habitat rehabilitation in the Mackay Whitsunday region*. Department of Primary Industries and Fisheries. 65 pp.
- Masser M.P. y B. Rouse. 1997. *Australian red claw crayfish*. Southern Regional Aquaculture Center (224), 1-8 pp. [En línea]. www.aquanic.org/publicat/usda_rac/efs/srac/244fs.pdf
- Meade, M.E. y S.A. Watts. 1995. Weight gain and survival of juvenile Australian crayfish *Cherax quadricarinatus* fed formulated feeds. *Journal of the World Aquaculture Society* 26(4): 469-474.
- Meade, M.E., J.E. Doeller, D.W. Kraus y S.A. Watts. 2002. Effects of temperature and salinity on weight gain, oxygen consumption rate, and growth efficiency in juvenile red-claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 33(2): 188-198.
- Medley, P.B., C.M. Jones y J.W. Avault Jr. 1994. A global perspective of the culture of Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*: production, economics and marketing. *World Aquaculture* 25(4): 6-13.
- Medley, P.B., R.G. Nelson, L.U. Hatch, D.B. Rouse y G.F. Pinto. 1994. Economic feasibility and risk analysis of Australian red claw crayfish *Cherax quadricarinatus* aquaculture in the Southeastern United States. *Journal of the World Aquaculture Society* 25(1): 135-146.
- Meffe, G.K., y C.R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates. Sunderland, Estados Unidos, 729 pp.

- Mendoza, R. 2001. Engaging the industry: Examples from aquaculture in Mexico. En: *Preventing the introduction and spread of aquatic invasive species in North America: Workshop Proceedings*. 28 al 30 de marzo de 2001. Commission for Environmental Cooperation of North America. pp 9-10.
- Mendoza, R. 2004. Strategies to prevent the spread of invasive aquatic species in Mexico. *Western Regional Panel Minutes of Annual Meeting*. 9 al 11 de septiembre de 2004. La Jolla, California.
- Mendoza R., J. Montemayor y J. Verde. 1997. Biogenic amines and pheromones as feed attractants for the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* juveniles. *Aquaculture Nutrition* 3 (3): 167-174.
- Mills, B.J., N.M. Morrissy y J.V. Huner. 1994. Cultivation of freshwater crayfishes in Australia. En: Huner, J.V. (ed.). *Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia*. The Haworth Press, Nueva York, pp. 217-289.
- Ministry for the Environment. 2002. *Lake managers' handbook. Alien invaders*. Ministry for the Environment. Wellington, Nueva Zelanda. [En línea]. www.mfe.govt.nz
- Ministry of Agro Industry & Fisheries. 2005. Annual Report 2005, Fisheries. Ministry of Agro Industry & Fisheries, Fisheries Division. Albion Fisheries Research Centre.
- Ministry of the Environment. 2006. *Part two. Current environmental issues and government environmental conservation measures. Quality of the environment in Japan 2006*. Ministry of the Environment. [En línea]. www.env.go.jp/en/wpaper/2006/02.pdf
- Missouri Register. 2005. Proposed Rules. June 1, 2005. Vol. 30, No. 11, pp. 1112-1169.
- Molony, B. 2002. *Proceedings of a scientific workshop on the Margaret River Marron*. Western Australian Research Laboratories. Department of Fisheries Western Australia.
- Molony B, Morrissy N.M. and Bird C. 2002. The West Australian recreational marron fishery (*Cherax tenuimanus* (Smith)): history and future challenges. *Freshwater Crayfish* 13: 207-220.
- Momot, W.T. 1995. Redefining the role of crayfish in the aquatic environment. *Reviews in Fisheries Science* 3(1): 33-63.
- Momot, W.T., H. Growing y P. Jones. 1978. The dynamics of crayfish and their role in ecosystems. *American Midland Naturalist Journal* 99: 10-35.
- Momot, W.T. y G.M. Leering. 1986. Aggressive interaction between *Pacifastacus leniusculus* and *Orconectes virilis* under laboratory conditions. *Freshwater Crayfish* 6: 87-93.
- Morris, S. y J. Callaghan. 1998. The emersion response of the Australian yabbie *Cherax destructor* to environmental hypoxia and the respiratory and metabolic responses to consequent air-breathing. *Journal of Comparative Physiology*, 168(B): 389-398.
- Morrissy, N.M. 1978. *The past and present distribution of marron, Cherax tenuimanus, in Western Australia*. Fisheries Research Bulletin of Western Australia, 22: 1-38.
- Morrissy, N.M. 1988. Marron farming--current industry and research developments in Western Australia. En: *Proceedings of the First Australian Shellfish Aquaculture Conference, 1988*. Universidad Tecnológica de Curtin, pp. 59-71.
- Morrissy, N.M. 1990. Optimum and favourable temperature for growth of *Cherax tenuimanus* (Smith) (Decapoda: Parastacidae). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41(6): 735-746.
- Morrissy, N.M., N. Caputi y R.R. House. 1984. Tolerance of marron (*Cherax tenuimanus*) to hypoxia in relation to aquaculture. *Aquaculture* 41: 61-74.
- Munasinghe, D.H., C.P. Burridge y C.M. Austin. 2004. The systematics of freshwater crayfish of the genus *Cherax* Erichson (Decapoda: Parastacidae) in eastern Australia re-examined using nucleotide sequences from 12S rRNA and 16S rRNA genes. *Invertebrate Systematics* 18: 215-225.
- Nguyen, T.T.T., M. Meewan y C.M. Austin. 2001. Mitochondrial 16S rRNA sequences confirm the existence of two distinct genetic forms of the marron, *Cherax tenuimanus* (Smith). Fifth International Crustacean Congress and 'Summer' 2001 meeting of The Crustacean Society, 9 al 13 de julio de 2001, Universidad de Melbourne, Melbourne, p. 52.
- Nguyen, T.T.T., M. Meewan, S. Ryan y C.M. Austin. 2002. Genetic diversity and translocation in the marron, *Cherax tenuimanus* (Smith): implications for management and conservation. *Fisheries Management and Ecology* 9: 163-173.
- Nisikawa, U., K. Motoharu y N. Shigueru. 2001. Species displacement between an introduced and a 'vulnerable' crayfish: the role of aggressive interactions and shelter competition. *Biological Invasions* 3: 179-185.
- NMAISAC. 2008. New Mexico Aquatic Invasive Species Management Plan. New Mexico Aquatic Invasive Species Advisory Council. 107 pp.
- Nyström, P.B., C. Brönmark y W. Granéli. 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology* 36(3): 631-646.
- O'Brien, B.G. 1995. The natural diet of the freshwater crayfish *Cherax tenuimanus* (Smith 1912) (Decapoda: Parastacidae) as determined by gut content analysis. *Freshwater Crayfish* 10: 151-162.
- O'Sullivan, D., E. Clark y J. Morison. 2007. *The Australian ornamental fish industry in 2006/07*. Australian Government, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 216 pp.
- Ohio Department of Natural Resources. 2004. *Aquaculture Law Digest*. Ohio Department of Natural Resources, Wildlife Division. Publication 61 (R1105).
- OIE. 2001. *International Aquatic Animal Health Code*. Office International des Epizooties.
- OIE. 2004. *Informe de la reunión de la mesa de la comisión de normas sanitarias de la OIE para los animales acuáticos*. París, 11-15 de octubre de 2004.
- Olsen, T.L., D.M. Lodge, G.M. Capelli y R.J. Houlihan. 1991. Mechanisms of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails, and macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 1853-1861.
- Owens, L. y B. Edgerton. 1997. A review of recent information on diseases of freshwater crayfish. En: T.W. Flegel e I.H. McRae (eds.). *Diseases in Asian aquaculture* 111. Fish Health Section, Asian Fisheries Society, Manila, p. 219-224.
- Owens, L. y C. McElnea. 2000. Natural infection of the redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* with presumptive spawner-isolated mortality virus. *Diseases of Aquatic Organisms* 40(3): 219-223.
- Paclibare, J.O., J.R. Somga y M.G. Trio. 2004. Import risk analysis: the Philippine experience. En: J.R. Arthur y M.G.

- Bondad-Reantaso (eds.). *Capacity and awareness building on import risk analysis for aquatic animals*. Memorias de los talleres realizados del 1° al 6 de abril de 2002 en Bangkok, Tailandia y del 12 al 17 de agosto de 2002 en Mazatlán, México. APEC FWG 01/2002, NACA (Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific), Bangkok, p. 135-138.
- Pallewatta, N., J.K. Reaser y A.T. Gutiérrez. 2003. Invasive alien species in South-Southeast Asia: National reports & directory of resources. Global Invasive Species Programme, Ciudad del Cabo, Sudáfrica.
- PANDA. 2004. Project no. SSPE-CT-2003-502329 Permanent network to strengthen expertise on infectious diseases of aquaculture species and scientific advice to EU policy. Co-ordination Action. Scientific support to policies. Work Package 2. Risk analysis of exotic, emerging and re-emerging disease hazards. 72 pp.
- Peay, S. y P.D. Hiley. 2001. *Eradication of alien crayfish. Phase II*. Environment Agency Technical Report W1-037/TR1, Environment Agency, Bristol. 118 pp.
- Pérez, J.E., C. Alfonsi, M. Nirchio, C. Muñoz y J.A. Gómez. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? *Interciencia* 28(4): 234-238.
- Peters, J. y D. Lodge. 2009. Invasive species policy at the regional level: A multiple weak links problem. *Fisheries* 34(8): 373-380.
- PEXA UAM (Planta Experimental de Producción Acuicola, Universidad Autónoma Metropolitana, México). 2006. Líneas de Investigación, Proyectos Acuicultura [En línea]. www.izt.uam.mx/pepa/htmls/proyect3.htm
- Pianka, E.R. 1976. Competition and niche theory. En: R.M. May (ed.). *Theoretical ecology: Principles and applications*. Saunders W.B., Philadelphia, pp. 114-141
- PIRSA. 2003a. *Marron farming in South Australia*. Primary Industries and Resources, SA. Government of South Australia. [En línea]. www.pir.sa.gov.au/pirsa/more/factsheets
- PIRSA. 2003b. *Yabbie farming in South Australia*. Primary Industries and Resources, SA. Government of South Australia. [En línea]. www.pir.sa.gov.au/pirsa/more/factsheets
- Ponce-Marbán, D., J.M. Hernández y E. Gasca-Leyva. 2006. Simulating the economic viability of Nile tilapia and Australian redclaw crayfish polyculture in Yucatan, Mexico. *Aquaculture* 261(1): 151-159.
- Ponce-Palafox, J.T., J.L. Arredondo-Figueroa y X. Romero. 1999. Análisis del cultivo comercial de la langosta de agua dulce (*Cherax quadricarinatus*) y su posible impacto en América Latina. *Contactos* 31: 54-61.
- Possee, R.D., A.L. Barnett, R.E. Hawtin y L.A. King. 1999. Engineered baculoviruses for pest control. *Pesticide Science* 51(4): 462-470.
- Primary Industries and Resources, 2003. The Importance of Regular Crayfish Harvesting and Population Management. Fact Sheet No: 22/99.
- Pullin, R.S.V. 1993. Discussion and recommendations on aquaculture and the environment in developing countries. En: R.S.V. Pullin, H. Rosenthal y J.L. McLean (eds.). *Environment and Aquaculture in Developing Countries*. ICLARM Conference Proceedings 31. pp. 312-338.
- Reik, E.F. 1969. The Australian freshwater crayfish (Crustacea: Decapoda: Parastacidae), with descriptions of new species. *Australian Journal of Zoology* 17: 855-918.
- Rodgers, L.J., P.I. Saoud y D.B. Rouse. 2006. The effects of monosex culture and stocking density on survival, growth and yield of redclaw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in earthen ponds. *Aquaculture* 259 (1-4): 164-168.
- Rodríguez-Canto, A., Arredondo-Figueroa, J. L., Ponce-Palafox, J.T., Rouse D. B. 2002. Growth characteristics of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, cultured in an indoor recirculating system. *Journal of Applied Aquaculture* 12(3): 59-64.
- Rodríguez-Gutiérrez, M., A. Cortés-García, D. Contreras-García, V. Nava Hernández, A.K. Rodríguez-Vicente y H. Hernández-Ruiz. 2005. Distribución de enfermedades diagnosticadas por la red de laboratorios del Programa Nacional de Sanidad Acuicola (Pronalsa) en organismos acuáticos cultivados en el país durante la fase operativa 2004. *Boletín del Pronalsa* 30(2): 1-17.
- Roe, B. 2002. *Integrated polyculture –Constructed wetlands and wastewater floral hydroponics*. Plant Sciences Groups, Annual Report 2002. Central Queensland University, Australia.
- Romero, X. y P. Murillo. 1996. Estimación de la biomasa y distribución de pesos en langosta de agua dulce. *Acuicultura del Ecuador* (16): 15-17.
- Romero, X. 1997. Production of redclaw crayfish in Ecuador. *World Aquaculture* 28(2): 5-10.
- Romero, X. 1998. *Cherax baculovirus* (CBV) in red claw crayfish, *C. quadricarinatus* (Von Martens) cultured in Ecuador. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 13(1): 51-56.
- Romero, X. 2002. Ups and downs of red claw crayfish farming in Ecuador. *World Aquaculture* 33(2): 40-41.
- Romero, X. y R. Jiménez. 1997. *Epistylis* sp. (Ciliata: Peritrichida) Infestation on the eggs of berried red claw crayfish *Cherax quadricarinatus* females in Ecuador. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(4): 432-435.
- Romero, X. y R. Jiménez. 2002. Histopathological survey of diseases and pathogens present in redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Von Martens), cultured in Ecuador. *Journal of Fish Diseases* 25: 653-667.
- Rouse, D.B. y B.M. Kahn. 2007. Production of Australian red claw *Cherax quadricarinatus* in polyculture with Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 29(3): 340-344.
- Ruscoe, I. 2002. *Redclaw Crayfish Aquaculture* (*Cherax quadricarinatus*). Fishnote 32. Northern Territory Government. [En línea]. www.nt.gov.au/d/Content/File/p/Fishnote/FN32.pdf
- Sagi A., I. Khalaila, A. Barki, G. Hulata e I. Karplus. 1996. Intersex red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (von Martens): Functional males with pre-vitellogenic ovaries. *Biological Bulletin* 190: 16-23.
- SAGPyA. 2004a. *Algo más sobre el cultivo de la red claw* (*Cherax quadricarinatus*). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, República Argentina. Dirección de Acuicultura. [En línea]. www.sagpya.mecon.gov.ar
- SAGPyA. 2004b. Norma abrogada por art. 19 de la Resolución N°1314/2004 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, B.O. 29/12/2004. [En línea]. www.redproteger.com.ar/Legal/agro_industria
- SAGPyA. 2007. Cultivo de la langosta australiana o redclaw (*Cherax quadricarinatus*). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. República Argentina. Dirección de Acuicultura. [En línea]. www.sagpya.mecon.gov.ar

- Saker, M.L. y G.K. Englesham. 1999. The accumulation of cylindrospermopsin from the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in tissues of the redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Toxicon* 37(7): 1065-1077.
- Salame, M.J. 2004. *Comparative assessment of water hyacinth (Eichornia crassipes) in extensive and semi intensive culture of redclaw crayfish Cherax quadricarinatus*. Aquaculture Canada 2004, Program Guide.
- Schuster, G. 1997. Resource management of freshwater crustaceans in the Southeastern United States. En: G.W. Benz y D.E. Collins (eds.). *Aquatic fauna in peril: The Southeastern perspective*. Special publication 1, Southeast Aquatic Research Institute. Lenz Design & Communications. Decatur, GA. 554 pp.
- Schwartz, F.J., R. Rubelman y J. Allison. 1963. Ecological population expansion of the introduced crayfish, *Orconectes virilis*. *The Ohio Journal of Science*. 63(6): 266-273.
- Scientific Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare. 2007. Possible vector species and live stages of susceptible species not transmitting disease as regards certain mollusc diseases. *The EFSA Journal* 597: 1-116.
- SEMARNAT. 2005. Listado del ingreso de proyectos o emisión de resolutive derivados del procedimiento de evaluación de impacto y riesgo ambiental. *Gaceta Ecológica*. Año III, Separata Num. DGIRA/002/05.
- Sewell, K.B. y I.D. Whittington. 1995. A light microscope study of the attachment organs and their role in locomotion of *Craspedella* sp. (Platyhelminthes: Rhabdocoela: Temnocephalidae), an ectosymbiont from the branchial chamber of *Cherax quadricarinatus* (Crustacea: Parastacidae) in Queensland, Australia. *Journal of Natural History* 29(5): 1121-1141.
- Shao, L., X. Wang y J. Zhu. 1996. Preliminary study on the morphological features and behaviors of *Cherax quadricarinatus*. *J. Zhejiang Coll. Fish.* 15(3): 201-205.
- Shi, Z., C. Huang, J. Zhang, D. Chenand y J.R. Bonami. 2000. White spot syndrome virus (WSSV) experimental infection of the freshwater crayfish, *Cherax quadricarinatus*. *Journal of Fish Diseases* 23: 285-288.
- Shine, C., N. Williams y L. Gündling. 2000. *A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species*. The World Conservation Union, UICN. Gland, Suiza. 152 p.
- Shipway, B. 1951. The natural history of the marron and other freshwater crayfishes of southwestern Australia. *Western Australian Naturalist* 3: 7-12, 27-34 pp.
- Snoeck, M., C. Casacuberta, R. Domingo, H. Pastori y L. Pittaluga. 2007. *The emergence of new successful export activities in Uruguay*. IADB project-Latin American Research Network.
- Söderbäck, B. 1991. Interspecific dominance relationship and aggressive interactions in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Canadian Journal of Zoology* 69: 1321-1325.
- Soule, M.E. 1985. What is conservation biology? *Bioscience* 35: 727-734.
- SPC. 2006. *Crayfish farming in New Caledonia: A fast developing rural activity*. SPC Activities, Aquaculture Section. SPC Fisheries Newsletter #119.
- Sprague, V. y J. Couch. 1971. An annotated list of protozoan parasites, hyperparasites, and commensals of decapod Crustacea. *Journal of Protozoology* 18: 526-537.
- Stearns, S.C. 1976. Life history tactics: A review of the ideas. *The Quarterly Review of Biology* 51(1): 3-47.
- Stebbing, P.D., G.J. Watson, M.G. Bentley, D. Fraser, R. Jennings, S.P. Rushton y P.J. Sibley. 2003. Chemical ecology: a role in the control of invasive crayfish? En: Holdich, D.M. y P.J. Sibley (eds.). *Management and conservation of crayfish*. Memorias de una conferencia dictada el 7 de noviembre de 2002. Environment Agency. Bristol, 217 pp.
- Stein, R.A. y J. Magnuson. 1976. Behavioral response of crayfish to a fish predator. *Ecology* 57: 751-761.
- Storer, T.J. 2005. Ethology and production of freshwater crayfish in aquatic polysystems in Western Australia. Tesis de doctorado en filosofía presentada en la Universidad Tecnológica de Curtin. Instituto Muresk de Agricultura, Departamento de Biociencias Aplicadas.
- Svårdson, G. 1972. The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). *Report/Institute of Freshwater Research Drottningholm* 52: 149-191.
- Tan, C.K. y L. Owens. 2000. Infectivity, transmission and 16s rRNA sequencing of a rickettsia, *Coxiella cheraxi* sp. nov., from the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 41: 115-122.
- Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, 269 pp.
- Todd, S. 2002. The introduced red claw crayfish in Jamaica. eFishBusiness- forms and guidelines (acquired September 30, 2002). www.efishbusiness.co.uk/formsandguides/part01.asp
- Topete E. 2007. Reproducen cuatro mil langostas australianas. *El Heraldo de Chihuahua*. 24/06/2007.
- Tricarico, E., Vilizzi, L., Gherardi, F. y Copp, G.H. 2009. Calibration of FI-ISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater invertebrates. *Risk Analysis* DOI: 10.1111/j.1539-6924.2009.01255.x
- Tull, M. 1996. Economic prospects for freshwater crayfish (yabbie) in Western Australia. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 64(3): 325-335.
- Tully, J.A.A. y D.G. Stephenson. 2001. *The effects of sub lethal endosulfan doses on the Australian freshwater crayfish (Cherax destructor), in particular the 'tail flick' response*. Fifth International Crustacean Congress and 'Summer' 2001 meeting of The Crustacean Society, 9 al 13 de julio de 2001. Universidad de Melbourne, Melbourne, p. 73.
- UNEP. 2008. Non-native species threaten Viet Nam forest ecosystems. *The Environment in the News*. United Nations Environment Programme.
- Unidad Técnica de Especies Exóticas (UTEI). 2004. *Especies exóticas con el mayor potencial de riesgo para los recursos naturales nativos*. UTEI, Oficina Técnica de Biodiversidad (Otecbio), Consejo Nacional de Áreas Protegidas (Conap), Guatemala.
- Unzueta-Bustamante, M.L., R. Silveira-Cofficny, A.A. Prieto, G. Aguirre-Guzmán y R. Vázquez-Juárez. 2004. Susceptibility of *Litopenaeus schmitti* and *Cherax quadricarinatus* to white spot syndrome virus (WSSV). *Ciencias Marinas* 30(4): 537-545.
- Vázquez, F.J. y L.S. López-Greco. 2007a. Diferenciación sexual en la langosta de agua dulce *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). *Revista de Biología Tropical*. 55(1): 33-38.

- Vázquez, F.J. y L.S. López-Greco. 2007b. Intersex females in the red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). *Revista de Biología Tropical*. 55(1):25-32.
- VDGIF. 2005. Wildlife Diversity (Nongame) Regulations, Staff Recommendations for Board Proposals. Virginia Department of Game and Inland Fisheries. 29 p.
- Vigilano, P. y G. Darrigran. 2002. Argentina's freshwater systems, aliens in Wonderland. *Proceedings 11th International Conference in Aquatic Invasive Species*. Alexandria, Estados Unidos.
- Vigneux, E., M. Thibault, F. Marnell y C. Souty-Grosset. 2002. National legislation, EU directives and conservation. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 367:887-898.
- Villarreal, H. y R.W. Hutchins. 1986. Presence of ciliate colonies on the exoskeleton of freshwater crayfish *Cherax tenuimanus* (Smith) Decapoda: Parastacidae. *Aquaculture* 58:309-312.
- Villarreal, H. 2002. Avances en la nutrición de *Cherax quadricarinatus*. En: Cruz-Suárez L. E., Ricque-Marie D., Tapia-Salazar M., Gaxiola-Cortés M. G. y Simoes N. (eds.). *Avances en Nutrición Acuicola VI. Memorias del VI Simposium Internacional de Nutrición Acuicola*. Cancún, Quintana Roo, México.
- Vlak, J.M., J.R. Bonami, T.W. Flegel, G.H. Kou, D.V. Lightner, C.F. Lo, P.C. Loh y P. Walker. 2002. *Nimavirida-A new virus family infecting aquatic invertebrates*. XII International Congress of Virology. Paris.
- Volonterio, O. 2009. First report of the introduction of an Australian temnocephalid into the New World. *Journal of Parasitology*. 95(1): 120-123.
- Vorburger, C. y G. Ribí. 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology* 42(1):111-119.
- Welcomme, R.L. 1988. *International Introductions of Inland Aquatic Species*. FAO Fisheries, Technical Paper. No. 294. FAO, Roma.
- Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Sciences Symp.* 194:3-14.
- Westman, K., Sumari, O. y Pursiainen, M. 1978. Electric fishing in sampling crayfish. *Freshwater Crayfish* 4:251-255.
- Westman, K., M. Pursiainen y R. Vilkmán. 1979. A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. *Freshwater Crayfish* 4:235-242.
- Whisson, G.J. y R. Fotedar. 2001. *Evidence of exotic finfish predation on freshwater crayfish in Australia's south-west*. Fifth International Crustacean Congress and 'Summer' 2001 meeting of The Crustacean Society, 9 al 13 de julio de 2001. Universidad de Melbourne, Melbourne. p 75.
- Williams E.H., L. Bunkley-Williams, C.G. Lilyestrom y E.A.R. Ortiz-Corps. 2001. A review of recent introductions of aquatic invertebrates in Puerto Rico and implications for the management of nonindigenous Species. *Caribbean Journal of Science* 37(3-4):246-251.
- Wingfield, M. 1997. *An overview of production techniques practiced in the Australian crayfish farming industry*. First Natfish Annual Conference/Trade Show. North Coast Institute of TAFE, 6 y 7 de diciembre de 1997. Freshwater & Aquaculture Centre.
- Wingfield, M.J. 2000. An overview of production techniques practiced in the Australian crayfish farming industry (acquired December 7, 2002). www.natfish.tafensw.edu.au/industryinfo/ProductionTechniques.htm
- WMC. 1998. World Conservation Monitoring Centre homepage. IUCN Red List of Threatened Animals Database. [En línea]. www.wcmc.org.uk/species/animals/animal_redlist.html, 25/11/98
- Wyban, J. 2004. TSV challenges advance selective breeding in Pacific White shrimp. *Global Aquaculture Advocate*. 2004: 40-41.
- Xie, Y., L. Zhenyu, W.P. Gregg, L. Dianmo. 2000. Invasive species in China—an overview. *Biodiversity and Conservation* 10(8):1317-1341.
- Yeh, H.S. y D.B. Rouse. 1994. Indoor spawning and egg development of the red claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 25:297-302.
- Yeh, H.S. y D.B. Rouse. 1995. Effects of water temperature, density, and sex ratio on the spawning rate of red claw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens). *Journal of the World Aquaculture Society* 26(2):160-164.
- Young, T.R. 2006. National and Regional Legislation for Promotion and Support to the Prevention, Control and Eradication of Invasive Species. The International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank Environment Department. Biodiversity Series, Paper No. 108.
- Zarain-Herzberg, M. y F. Ascencio-Valle. 2001. Taura syndrome in México: follow-up study in shrimp farms of Sinaloa. *Aquaculture* 193(1-2):1-9.

**Riesgo de dispersión y posibles impactos de
los acociles australianos del género *Cherax* en México**

Se terminó de imprimir en abril de 2011
en Editorial Impresora Apolo, S. A. de C. V.
Centeno 162, Col. Granjas Esmeralda 09810, México D. F.
Se imprimieron 1 000 ejemplares.

